

## Bloedarmoede in het Nederlandse landschap



# **Bloedarmoede in het Nederlandse landschap**

**Ontijzing van kwelgevoede gronden binnen de EHS en realisatie van natuurdoeltypen**

**R.H. Kemmers  
P.C. Jansen  
S.P.J. van Delft  
F. de Vries**

**Alterra-rapport 370**

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002**

## REFERAAT

Kemmers, R.H., P.C. Jansen, S.P.J. van Delft en F. de Vries, 2002. *Bloedarmoede in het Nederlandse landschap; ontijzering van kwelgevoede gronden binnen de EHS en realisatie van natuurdoeltypen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 370. 62 blz. 16 fig.; 10 tab.; 26 ref.

In verzuurde kwelafhankelijke natuurterreinen worden in de bovengrond soms zeer lage ijzergehalten gemeten. Vermoed wordt dat de bodems zijn ontijzerd en dat herstel niet meer mogelijk is. Uit verkennend onderzoek naar de omvang van dit probleem via een landelijke steekproef binnen de EHS blijkt dat ontijzering geen incidenteel probleem is. Juist in gebieden met matige kwel, lijkt sterke ontijzering een serieus probleem te zijn. Het absolute areaal bos, heide en graslanden binnen de EHS waar dit probleem speelt bedraagt 54.522 ha. Het percentage van het areaal natuurgebieden met matige en sterke kwel (427.582 ha) dat binnen de EHS door ontijzering wordt bedreigd, bedraagt daarmee 12,7%. In dit areaal dreigt een mismatch tussen natuurdoeltypen en de benodigde abiotische randvoorwaarden. In gebieden met sterke kwel lijkt dit probleem voorlopig nog niet actueel.

Trefwoorden: abiotische randvoorwaarden, EHS, natuurdoeltypen, ontijzering, steekproef

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €21 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 370. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,  
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [postkamer@alterra.wag-ur.nl](mailto:postkamer@alterra.wag-ur.nl)

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

## **Inhoud**

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Ontijzering	17
2.1 Processen	17
2.1.1 Inleiding	17
2.1.2 Zuurbuffering en ijzer	17
2.1.3 Ionenwisseling tussen calcium en waterstof	19
2.1.4 IJzerreductie en zuurconsumptie	20
2.1.5 Redoxcapaciteit en basenoplading	21
2.1.6 Aluminium en zuurbuffering	23
2.1.7 Hydrologische processen en ontijzering	24
2.1.8 Organische stof en ijzeruitspoeling	25
2.1.9 Sulfaat en ijzeruitspoeling	26
2.1.10 Snelheid van ontijzering	27
2.1.11 Een landschapsmodel	27
2.2 Ecologische effecten van ontijzering	28
3 Omvang van areaal met potentiële ontijzering	31
3.1 Inleiding	31
3.2 Werkwijze	31
3.3 Resultaten	33
4 Bedreigde natuurdoeltypen	35
5 Toetsing aan bestaande bodemkundige informatie	37
5.1 Beschikbare gegevens	37
5.1.1 Selectie	37
5.1.2 Resultaten van de selectie	37
5.2 Verschillen tussen strata	40
5.3 IJzerprofielen per stratum	43
5.4 Discussie	47
6 Synthese	53
Literatuur	55
 <b>Bijlagen</b>	
1 Kans op basenrijkdom en ontijzering binnen de EHS (verspreiding over heel Nederland)	59
2 Kans op basenrijkdom en ontijzering binnen de EHS (een holocenegebied in Friesland)	61



## Woord vooraf

Uit verschillende casestudies in natuurgebieden komen aanwijzingen naar voren dat bodems, die van oorsprong ijzerhoudend zijn door langdurige aanvoer van ijzerhoudend grondwater in het verleden, oppervlakkig ontijzerd zijn geraakt. Uit het onderzoek is gebleken dat hierdoor op basenrijke standplaatsen de basenregulatie ontregeld kan worden. Dit uit zich in een blijvend verlaagde zuurgraad. Uit langjarige monitoring van herstelmaatregelen die in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur zijn doorgevoerd lijkt naar voren te komen dat de basentoestand van ontijzerde gronden niet meer is te herstellen.

Het is vooralsnog niet duidelijk of deze ontijzerde gronden slechts incidenteel voorkomen of dat dit fenomeen op grote schaal voorkomt. Eigenlijk zou hiertoe een steekproef moeten worden genomen in kwelgebieden binnen de EHS. Dit is echter kostbaar. Afsproken is dat er eerst een vooronderzoek zal worden uitgevoerd, waarin wordt bekeken of uit bestaande gegevens kan worden afgeleid of ontijzering inderdaad een probleem is. Vervolgens is het van belang na te gaan welke consequenties dit probleem heeft voor de realisatie van gealloceerde natuurdoeltypen binnen de EHS. Tenslotte zal een overzicht worden gegeven van de processen die tot deze vermeende ontijzering kunnen leiden, zodat daarop ingespeeld kan worden bij het beheer.





## Samenvatting

In veel oorspronkelijke kwelzones wordt de kwel tegenwoordig weggevangen door diepe drainage stelsels, waardoor de kwel niet langer het maaiveld kan bereiken. In deze situatie wordt kwelwater in het bodemprofiel vervangen door neerslagwater en de stroomrichting omgekeerd onder overigens vrijwel onveranderlijk periodiek natte condities. Hierdoor is uitspoeling van basen opgetreden en zijn veel oorspronkelijk kwelgevoede standplaatsen verzuurd. De botanische kwaliteit van vegetatietypen in betreffende terreinen is sterk aangetast.

Uit een evaluatie door het OBN-deskundigenteam 'Natte Schraalgraslanden' (Jansen et al., 1997), bleek dat herstelmaatregelen tegen verzuring slechts in een deel van de terreinen tot het gewenste herstel hebben geleid. Aanvullend empirisch onderzoek wees uit dat herstel uitbleef op standplaatsen waar in de bovenste horizonten van het humusprofiel zeer lage ijzergehalten werden gemeten ten opzichte van dieper gelegen horizonten. Vermoed wordt dat ontijzering ertoe zal leiden dat zich abiotische randvoorwaarden ontwikkelen die niet langer in overeenstemming zullen zijn met de beoogde natuurdoelen.

Het doel van dit rapport is de omvang van het ontijzeringsprobleem te verkennen. Het is niet duidelijk of ontijzering een toevallig of incidenteel verschijnsel is dan wel dat het over grotere oppervlakten voorkomt. In het onderzoek is verkend welke informatie beschikbaar is en welke hiaten in kennis aanwezig zijn om de volgende drie vragen te beantwoorden:

1. Welke processen sturen de ontijzering, hoe snel verloopt dit proces en is dit omkeerbaar (programma 384) ?
2. Is ontijzering slechts een lokaal incident of komt dit probleem op ruime schaal voor in natuurgebieden (programma 328)?
3. Wat zijn de te verwachten effecten van irreversibele ontijzering voor geïdentificeerde natuurdoelen (programma 382) ?

Ontijzering zou daarbij optreden bij een combinatie van reducerende en infiltrerende omstandigheden. Daarbij komen slecht oplosbare Fe(III)-oxiden door reductie in oplossing als Fe(II)-ionen die vervolgens uitspoelen. Reductieprocessen zijn zuurconsumerend en vormen een belangrijke 'sink-term' voor protonen, waardoor verzuring kan worden gecompenseerd. Reductie is een faciliterend proces om waterstofionen, die sterk preferent aan het adsorptiecomplex zijn gebonden, weg te vangen en om te wisselen tegen Ca-ionen die via het kwelwater worden aangevoerd. Door dit mechanisme kan het adsorptiecomplex van de bodem periodiek met basen worden opgeladen en een hoge basenstatus van de bodem op peil worden gehouden. Bij zeer lage Fe(III) gehalten kan de redoxcapaciteit van de bodem te laag worden om reductieprocessen te laten verlopen. Een redoxblokkade als gevolg van ontijzering zou leiden tot een irreversibele verzuring, waarbij herstelmaatregelen geen effect meer sorteren. In deze verzuurde standplaatsen vindt zuurbuffering niet langer plaats door reductie van ijzeroxiden maar door het in oplossing gaan van

aluminiumoxiden. Aluminium ionen komen hierbij in oplossing. Op deze standplaatsen kan een ecopedogenetisch proces op gang komen dat tot podzolvorming leidt met standplaatscondities die fundamenteel afwijken van de oorspronkelijke situatie. Aluminium is toxisch voor bodemorganismen waardoor de biologische activiteit van de bodem sterk verminderd en organische stof niet meer wordt afgebroken. Accumulatie van organische stof en de daarin opgeslagen nutriënten vindt plaats. De nutriëntenkringloop vertraagd en de beschikbaarheid van voedingsstoffen neemt af. Een fundamentele verschuiving van basenrijke mesotrofe naar zure oligotrofe standplaatsen met een sterke horizontdifferentiatie vindt plaats.

Het is echter niet bekend hoe snel het ontijzeringsproces verloopt en in welk tijdsbestek een bodem ontijzerd kan raken. Los van de snelheid van de bodemchemische en fysische processen zal ook de voorraad ijzeroxiden in de bodem daarbij een rol spelen. Het is niet irreeel te veronderstellen dat het ontijzeringsproces ruwweg in een tijdsbestek van 4 à 5 decennia kan verlopen.

Het belangrijkste ecologische effect van ontijzering is een verschuiving van natte, basenrijke, mesotrofe, P-beperkte standplaatsen naar natte, zure en oligotrofe standplaatsen met N-beperking.

Om een beeld te krijgen van de ligging en omvang van ontijzeringsgevoelige gronden die vanuit natuurbeheersoogpunt interessant zijn, is een inventarisatie gemaakt van bodemeenheden die op de landsdekkende bodemkaart 1 : 50 000 voorkomen en als ontijzeringsgevoelig zijn beschouwd. Het criterium voor ontijzeringsgevoeligheid is gebaseerd op empirische ervaring. De inventarisatie van ontijzeringsgevoelige gronden is beperkt tot de gronden in de gebieden die deel uitmaken van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS).

Binnen de gebieden van de EHS waar matige of sterke kwel voorkomt blijkt 18% van het bosareaal (8342 ha) enigszins en 46% (21318 ha) sterk gevoelig te zijn voor ontijzering. Van het graslandareaal dat in kwelgebieden is gelegen is 23% (84589 ha) enigszins en 19% (69140 ha) sterk gevoelig voor ontijzering. Daarbij hebben we zes strata onderscheiden. Drie strata voor de mate van kwel: geen, matige en sterke kwel, die vervolgens werden onderverdeeld in wel of niet ontijzeringsgevoelig. De pleistocene zandgronden zijn over het algemeen sterk ontijzeringsgevoelig. De ontijzeringsgevoelige kwelgronden blijken veelal te bestaan uit beekerdgronden die in beekdalen zijn gevormd. In het holocene gedeelte van Nederland zijn de klei- en veengronden over het algemeen minder gevoelig voor ontijzering.

Vooralsnog is niet aan te geven welke natuurdoeltypen zijn toegewezen aan deze ontijzeringsgevoelige gronden. Wij zijn ervan uitgegaan dat kwelafhankelijke basenrijke vegetaties ontijzeringsgevoelig zijn indien zij afhankelijk zijn van zwak zure, matig nat of nattere standplaatsomstandigheden met een GLG in de klasse 'ondiep' of lager. Aldus konden 14 associaties worden aangegeven die kwelafhankelijk en ontijzeringsgevoelig zijn.

Om de veronderstelling te toetsen of de verschillende ontijzeringsgevoelige bodems daadwerkelijk ontijzerd zijn, hebben we een selectie uitgevoerd van bodemonsters in bij Alterra beschikbare databases. De databases die geraadpleegd zijn, betreffen het Bodemkundig InformatieSysteem, de database van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden en Humbase, waarin gegevens over humusprofielen zijn opgeslagen. In de databases hebben we alle profielen opgezocht waar ijzerbepalingen aan bodemonsters tot een diepte van 50 cm – mv gedaan zijn. Van deze profielen hebben we onderzocht welke punten binnen de EHS voorkomen en binnen welk stratum ze dan liggen.

Het aantal punten per stratum loopt sterk uiteen. Het grootste aantal punten (1057) komt voor binnen de infiltratiegronden, terwijl het kleinste aantal (24) voorkomt in weinig ontijzeringsgevoelige gronden met sterke kwel. De oppervlakte van de strata loopt echter ook sterk uiteen. Omgerekend naar de oppervlakte per punt binnen een stratum blijkt de verdeling toch evenwichtig te zijn.

Er blijken verschillende Fe-bepalingen beschikbaar. In onze analyse hebben wij ons beperkt tot met oxalaat (amorf) en zoutzuur (kristallijn+amorf) extraheerbare ijzergehalten. Er blijken voor deze bepalingen per laag sterk significante verschillen tussen de strata voor te komen.

Het blijkt dat:

- Gronden met grote kans op ontijzering inderdaad het meest gevoelig zijn voor ontijzering. Dit komt vooral tot uiting in een afname van kristallijn ijzer in de bovenste 20 à 30 cm.
- Gronden met een matige kwel en een grote kans op ontijzering het meest gevoelig lijken voor ontijzering.
- Bij gronden met een kleine kans op ontijzering de ijzergehalten in alle lagen ongeveer even hoog zijn. Hier lijkt geen sprake te zijn van ontijzering.

Uit de verkenning via de landelijke steekproef concluderen wij dat het ontijzeringsprobleem geen incidenteel probleem is. De chemische analysegegevens wijzen erop dat juist in gebieden met matige kwel sterke ontijzering een serieus probleem lijkt te zijn. Het absolute areaal bos, heide en graslanden binnen de EHS waar dit probleem speelt bedraagt 54.522 ha. Dit betekent dat binnen de EHS 12,7 % van het gebiedsareaal met matige en sterke kwel (427.582 ha) door ontijzering wordt bedreigd. In gebieden met sterke kwel lijkt dit probleem voorlopig nog niet actueel.



# 1 Inleiding

## **Achtergrond**

Een van de belangrijkste factoren voor natte natuur is de richting van de grondwaterstroming. Permanente voeding met uitsluitend regenwater leidt over het algemeen tot wegzijging en de ontwikkeling van zure standplaatsomstandigheden. Onder deze zure omstandigheden is de bovengrond door een proces wat podzoliatie wordt genoemd vaak ontijzerd geraakt. IJzerionen worden, evenals andere basische kationen, met de grondwaterstroom afgevoerd naar de diepere ondergrond. Omdat in de diepere ondergrond kalk oplost in het grondwater, worden in geval van opwaartse kwel calcium en bicarbonaat ionen aangevoerd naar het maaiveld. Periodieke aanvoer van grondwater naar de wortelzone via kwel leidt daarom over het algemeen tot basenrijkere standplaatsen met een hogere pH. Omdat het vaak een lange verblijftijd heeft in de diepere ondergrond is grondwater meestal zuurstofloos. Door deze anaerobe condities komen ook ijzeroxiden door reductie in oplossing. Als gevolg vindt er bij kwel eveneens transport plaats van gereduceerd ijzer naar de wortelzone. In de wortelzone kunnen deze ijzerionen weer neerslaan in de vorm van ijzeroxiden. De hydrologische differentiatie naar wegzijgings- en kwelgebieden wordt dus weerspiegeld door een differentiatie naar basen- en ijzertoestand in het landschap.

In veel oorspronkelijke kwelzones wordt de kwel weggevangen door diepe drainage stelsels, waardoor de kwel nog maar nauwelijks het maaiveld bereikt. Door het wegvallen van kwel treedt er een verschuiving op in de waterbalans, waarbij de berging van regenwater toeneemt ten koste van een belangrijke oppervlakkige afvoer van het neerslagoverschot. Hierdoor wordt in het bodemprofiel kwelwater vervangen door neerslagwater en de stroomrichting omgekeerd onder overigens vrijwel onveranderlijk periodiek natte condities. Deze omkering heeft geleid tot een proces van uitspoeling van basische kationen van het adsorptiecomplex, dat als gevolg van de kwel werd gekenmerkt door een hoge Ca-verzadiging. Als gevolg van deze uitspoeling zijn veel oorspronkelijk kwelgevoede standplaatsen verzuurd en is de botanische kwaliteit van vegetatietypen in betreffende terreinen sterk aangetast.

## **Probleem**

In het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur zijn in 1990 een aantal verzuurde natuurterreinen, die oorspronkelijk van kwel afhankelijk waren, aangewezen als referentieobject om ervaring op te doen met herstelmaatregelen tegen deze verzuring. Via een monitoringprogramma zijn de effecten van herstelmaatregelen op bodem en vegetatie geregistreerd. Uit een evaluatie door het OBN-deskundigenteam 'Natte Schraalgraslanden' (Jansen et al., 1997), bleek dat slechts in een deel van de terreinen de maatregelen tot het gewenste herstel hebben geleid. Aanvullend empirisch onderzoek wees uit dat herstel uitbleef op standplaatsen waar in de bovenste horizonten van het humusprofiel zeer lage ijzergehalten werden gemeten ten opzichte van dieper gelegen horizonten (Kemmers et al., 2000). Op deze standplaatsen wordt tevens een sterke accumulatie van slecht afgebroken

(wortel)strooisel aangetroffen, waardoor sprake is van een duidelijke horizontdifferentiatie, wat wijst op een sterk afgenomen biologische activiteit in de bodem (Van Delft, 1995).

### ***Hypothese***

Voortgezet onderzoek leidde tot de hypothese dat infiltratie in voormalige kwelzones tot irreversibele verzuring en podzoliatie leidt indien het ijzergehalte door uitspoeling onder een kritisch niveau is gedaald. In samenwerking met de leerstoelgroep Bodemvorming en Ecopedologie van het departement Omgevingswetenschappen van Wageningen-UR zal deze hypothese worden getoetst. Hiertoe is een onderzoeksvoorstel geschreven om experimenteel onderzoek te doen naar de reactiekinetiek en omkeerbaarheid van ontijzeringsprocessen. Het voorstel zal ter financiering worden aangeboden bij SKB-TRIAS.

### ***Maatschappelijke consequenties***

Het is onduidelijk wat de mogelijke consequenties zijn voor gealloceerde natuurdoelen in gebieden binnen de EHS waar dit ontijzeringsprobleem speelt. Vermoed wordt dat ontijzering ertoe zal leiden dat zich abiotische randvoorwaarden ontwikkelen die niet langer in overeenstemming zullen zijn met de beoogde natuurdoelen. Deze natuurdoelen, die zijn gebaseerd op aanwezigheid van kwel en basenrijke omstandigheden, zullen hier niet dan tegen hoge maatschappelijke kosten zijn te realiseren of zullen moeten worden bijgesteld in overeenstemming met de nieuwe bodemkundige ontwikkeling. In het kader van het programma 'Beheer' is het van belang dat beoogde natuurdoelen gebaseerd zijn op actuele processen en niet op een fossiele en irreversibele situatie. Het onderkennen in een vroeg stadium van een 'mismatch' tussen natuurdoelen en abiotische randvoorwaarden voorkomt hoge maatschappelijke investeringen in doelen die niet gerealiseerd blijken te kunnen worden.

### ***Doelstelling***

Het doel van dit rapport is de omvang van het ontijzeringsprobleem te verkennen. Het is niet duidelijk of ontijzering een toevallig of incidenteel verschijnsel is dan wel dat het over grotere oppervlakten voorkomt. Vermoed wordt dat deze ontijzering een sluipend proces is in natuurterreinen die hun karakter aan kwel ontleen, maar door hydrologische veranderingen in het omliggende landschap verdrogen en irreversibel verzuren. Met name beekdalen in het pleistoceen en boezemgraslanden in het holoceen worden door dit proces bedreigd.

### ***Onderzoeksvragen***

Het uitgevoerde onderzoek heeft raakvlakken met drie verschillende DWK-onderzoeksprogramma's. Vanuit elk programma zijn middelen beschikbaar gesteld om verschillende facetten van het gesignaleerde probleem te verkennen. Het project leidt tot meer kennis over de omkeerbaarheid van effecten van menselijk ingrijpen op de bodemontwikkeling in relatie tot natuurgerichte randvoorwaarden en past als zodanig binnen het thema "ecologische typering van bodems" van programma 328. Deze kennis kan verregaande consequenties hebben voor natuurdoelen die vastgesteld zijn onder de veronderstelling dat herstel van randvoorwaarden een

omkeerbaar proces is, zodat het project ook aansluit bij vragen uit het programma 382: Regionale natuurontwikkeling en identiteit. Omdat er belangrijke aanwijzingen zijn dat ijzer een sleutelfactor is bij herstel van kwelafhankelijke natuur heeft het project tevens aanknopingspunten met vragen uit het programma 384 'Natuurgerichte randvoorwaarden' In het onderzoek is verkend welke informatie beschikbaar is en welke hiaten in kennis aanwezig zijn om de volgende drie vragen te beantwoorden:

1. Is ontijzering slechts een lokaal incident of komt dit probleem op ruime schaal voor in natuurgebieden (programma 328)?
2. Welke processen sturen de ontijzering, hoe snel verloopt dit proces en is dit omkeerbaar (programma 384) ?
3. Wat zijn de te verwachten effecten van irreversibele ontijzering voor geïdentificeerde natuurdoelen (programma 382) ?

Op basis van de antwoorden kan in de vervoliprogrammering een verantwoorde afweging worden gemaakt ten aanzien van in te zetten financiële middelen voor oplossing van het gesignaleerde probleem.

### ***Leeswijzer***

In hoofdstuk 2 zullen de processen worden beschreven die bij ontijzering een rol spelen. In hoofdstuk 3 zal op basis van een interpretatie van bestaande bodemkundige kennis een inschatting worden gemaakt van het areaal binnen de EHS waar ontijzering een probleem kan vormen. In hoofdstuk 4 zal een overzicht worden gegeven van de natuurdoeltypen die daardoor kunnen worden bedreigd. In hoofdstuk 5 zal worden nagegaan of er aanwijzingen zijn dat bodems inderdaad zijn ontijzerd, door bestaande bodemkundige gegevens te screenen op ijzergehalten in de bovengrond. Tenslotte worden in hoofdstuk 6 de conclusies uit de verschillende hoofdstukken in een synthese bijeengebracht.





## **2 Ontijzering**

### **2.1 Processen**

#### **2.1.1 Inleiding**

Onderzoek in OBN-referentiegebieden (Van Delft en Kemmers, 1998) heeft geleid tot de hypothese dat onder natte infiltrerende omstandigheden in voormalige kwelzones niet alleen uitspoeling van basen maar tevens ontijzering optreedt.

Ontijzering zou daarbij optreden bij een combinatie van reducerende en infiltrerende omstandigheden waarbij slecht oplosbare Fe(III)-oxiden worden gereduceerd en als Fe(II)-ionen in oplossing komen en uitspoelen (Stucki et al., 1988). Reductieprocessen zijn zuurconsumerend en vormen een belangrijke 'sink-term' voor protonen, waardoor verzuring kan worden gecompenseerd. Reductie is een faciliterend proces om waterstofionen, die sterk preferent aan het adsorptiecomplex zijn gebonden, weg te vangen en om te wisselen tegen Ca-ionen die via het kwelwater worden aangevoerd. Door dit mechanisme kan het adsorptiecomplex van de bodem periodiek met basen worden opgeladen en een hoge basenstatus van de bodem op peil worden gehouden. Bij zeer lage Fe(III) gehalten kan de redoxcapaciteit van de bodem te laag worden om reductieprocessen te laten verlopen. Een redoxblokkade als gevolg van ontijzering zou leiden tot een irreversibele verzuring, waarbij herstelmaatregelen geen effect meer sorteren. In deze verzuurde standplaatsen vindt zuurbuffering niet langer plaats door reductie van ijzeroxiden maar door het in oplossing gaan van aluminiumoxiden. Aluminium ionen komen hierbij in oplossing. Op deze standplaatsen kan een ecopedogenetisch proces op gang komen dat tot podzolvorming leidt met standplaatscondities die fundamenteel afwijken van de oorspronkelijke situatie. Aluminium is toxisch voor bodemorganismen waardoor de biologische activiteit van de bodem sterk verminderd en organische stof niet meer wordt afgebroken. Accumulatie van organische stof en de daarin opgeslagen nutriënten vindt plaats. De nutriëntenkringloop vertraagd en de beschikbaarheid van voedingsstoffen neemt af. Een fundamentele verschuiving van basenrijke mesotrofe standplaatsen naar zure oligotrofe met een sterke horizontdifferentiatie vindt plaats.

In de volgende paragrafen zal ingegaan worden op de verschillende facetten van het ontijzeringsproces op basis van empirisch onderzoek.

#### **2.1.2 Zuurbuffering en ijzer**

Door Kemmers et al. (2000) zijn bodemchemische gegevens verzameld in verschillende bodemhorizonten van standplaatsen met kwelafhankelijke natuur. De standplaatsen zijn gestratificeerd naar gebleken effectiviteit van herstelmaatregelen tegen bodemverzuring. Tabel 1 geeft een overzicht van chemische bodemanalyses in

de verschillende horizonten en tabel 2 gemiddelde waarden en de significantie van de verschillen tussen herstelde en niet herstelde standplaatsen.

Tabel 1 Overzicht van chemische eigenschappen van horizonten in standplaatsen waar herstelmaatregelen wel (recovered) respectievelijk niet (failed) effectief bleken.

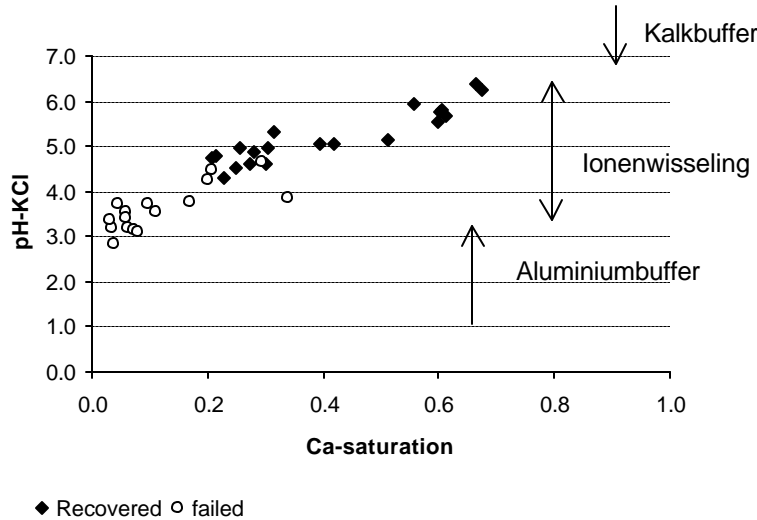
Site code	Depth cm-ss	LOI %	pH-KCl (-)	Fe-content g/kg d.s	CEC mmol+/kg	Ca-saturation (-)	Ca/Fe (exch)	Log KG	Bulk kg/dm3	Fe-content mol/l
Recovered sites										
G133	5	9.3	4.61	4.20	142.0	0.30	9.4	4.51	0.82	0.19
G133	20	0.6	5.15	2.21	16.4	0.51	30.4	4.63	1.604	0.26
G109	20	0.8	5.03	3.65	35.3	0.42	53.2	4.64	1.682	0.40
G109	5	9.5	4.61	5.43	142.5	0.27	10.1	4.54	0.687	0.24
KvD1	6	81.4	4.31	14.37	774.2	0.23	3.7	4.20	0.141	0.30
KvD1	16	29.5	4.52	7.78	530.9	0.25	7.0	4.69	0.827	0.33
Br5	7	73.9	4.98	61.04	1063.2	0.26	6.3	5.06	0.112	1.27
Br5	17	53.3	5.33	86.10	1445.6	0.32	13.6	5.32	0.194	1.88
Br2	5	76.7	4.89	38.73	1111.7	0.28	8.1	5.07	0.175	0.84
Br2	20	61.6	5.07	23.04	1429.8	0.40	14.2	5.28	0.249	0.54
Lm6	4	33.0	5.55	10.94	634.0	0.60	66.9	5.11	0.241	0.25
Lm6	11	49.3	5.81	12.38	878.4	0.61	97.0	5.37	0.241	0.28
Lm6	20	3.1	5.66	5.04	63.6	0.61	38.0	5.17	1.545	0.43
Uk3	4	71.9	4.77	19.50	753.7	0.21	6.6	4.69	0.18	0.42
UK3	15	51.4	4.73	20.75	827.6	0.21	6.7	4.86	0.279	0.49
UK3	25	71.5	4.97	12.25	1441.2	0.31	16.1	4.83	0.154	0.26
LM3	7	16.4	6.26	7.17	373.5	0.68	272.7	5.24	0.766	0.29
LM3	4	24.9	6.38	6.76	421.2	0.67	246.8	5.15	0.3	0.17
StAb	10	88.4	5.74	2.85	739.9	0.60	1022.5	4.77	0.084	0.06
StAb	20	91.9	5.94	5.43	828.5	0.56	2248.4	5.05	0.081	0.11
Failed sites										
G222	3	37.0	3.55	3.98	319.0	0.11	2.94	3.95	0.16	0.10
G222	16	1.7	3.87	2.80	28.3	0.34	5.64	4.68	1.483	0.33
G222	6	12.6	3.73	3.49	173.8	0.10	4.30	4.47	0.687	0.15
G222	10	4.6	3.78	3.09	77.8	0.17	4.56	4.48	0.698	0.14
G212	3	79.2	3.21	5.10	782.0	0.06	5.16	4.10	0.06	0.10
G212	5	59.7	3.21	2.99	860.7	0.04	1.41	4.64	0.375	0.08
G212	16	18.2	3.38	2.68	329.6	0.03	1.10	4.39	1.403	0.21
G212	8	1.9	3.71	6.65	53.5	0.04	0.99	4.77	0.375	0.17
KvA2	19	20.2	3.55	2.18	321.7	0.06	3.74	4.29	0.355	0.06
KvA2	12	62.6	3.41	4.40	687.5	0.06	7.08	4.12	0.088	0.09
KvA2	6	89.1	3.15	6.64	819.5	0.07	1.62	3.84	0.076	0.13
WLA3	3	52.4	4.46	20.57	771.3	0.21	5.25	4.52	0.251	0.48
WLA3	10	36.2	4.24	23.13	585.5	0.20	8.51	4.23	0.35	0.60
WLA3	25	86.1	4.67	10.51	1717.1	0.29	25.10	4.57	0.148	0.22
StBd	17	95.6	3.10	2.67	733.1	0.08	133.16	4.11	0.038	0.05
StBd	7	95.3	2.85	1.77	989.7	0.04	387.97	4.46	0.065	0.03

Tabel 2 Gemiddelden (standaardafwijkingen) en waarschijnlijkheden (T-test) dat verschillen significant zijn

		LOI	pH-KCl	Fe-content	CEC	Ca-saturation	Ca/Fe	Log KG	Bulk	Fe-content
		%	(-)	g/kg d.s	mmol+/kg	(-)	(exch)		kg/dm3	mol/l
Hersteld	Gem.	44.9	5.2	17.5	682.7	0.41	208.88	4.9	0.5	0.45
	St dev	31.5	0.6	21.5	468.0	0.17	219.38	0.3	0.5	0.43
Niet hersteld	Gem.	47.0	3.6	6.4	578.1	0.12	217.94	4.4	0.4	0.18
	St dev	34.9	0.5	6.4	440.1	0.10	215.43	0.3	0.5	0.16
Prob.	T-test	0.85129	3.5E-10	0.039486	0.49605	2.601E-07	0.173292	2.5E-06	0.52636	0.017462

Uit tabel 2 blijkt dat in de niet herstelde standplaatsen de pH, de calciumverzadiging van het adsorptiecomplex en het ijzergehalte significant lager zijn dan in bodems waar geen herstel plaatsvindt.

In figuur 1 is voor beide categorieën standplaatsen de calciumverzadiging van het adsorptiecomplex uitgezet tegen de bodemzuurgraad. De figuur illustreert het zuurbuffertraject via ionenwisseling tussen pH 3 en 6,5. Als de zuurinput toeneemt wordt de zuurgraad gebufferd door uitwisseling van calcium- tegen zuurionen. De Ca-verzadiging daalt hierdoor geleidelijk. Beneden een waarde van 0,25 daalt de pH snel omdat de buffercapaciteit is uitgeput. De bodem gaat dan over op zuurbuffering door oplossing van aluminiumoxiden. Bij pH waarden hoger dan 7 vindt zuurbuffering plaats door oplossing van kalk.

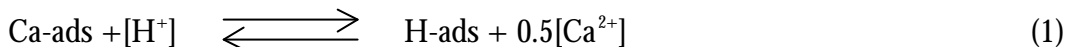


Figuur 1 Calciumverzadiging en bodemzuurgraad van herstelde en niet herstelde standplaatsen en trajecten van verschillende zuurbuffermechanismen

Omgekeerd leidt oplading van het adsorptiecomplex met calcium (via aanvoer vanuit kwelwater) tot hogere pH waarden. Opvallend is dat op standplaatsen waar herstel van basenrijke omstandigheden uitblijft lage ijzergehalten voorkomen. Hieruit kan worden geconcludeerd dat het ijzergehalte van de bodem kennelijk een rol speelt bij de oplading van het adsorptiecomplex met calciumionen.

### 2.1.3 Ionenwisseling tussen calcium en waterstof

Een belangrijke parameter bij ionenwisseling is de ionenwisselingconstante die het evenwicht beschrijft tussen de verschillende ionen in de oplossing en de geadsorbeerde fase. Het evenwicht tussen waterstof- en calciumionen wordt beschreven volgens:



De evenwichtsconstante voor het evenwicht tussen eenwaardige en tweewaardige ionen is de zgn. Gaponcoëfficiënt ( $K_G$ ):

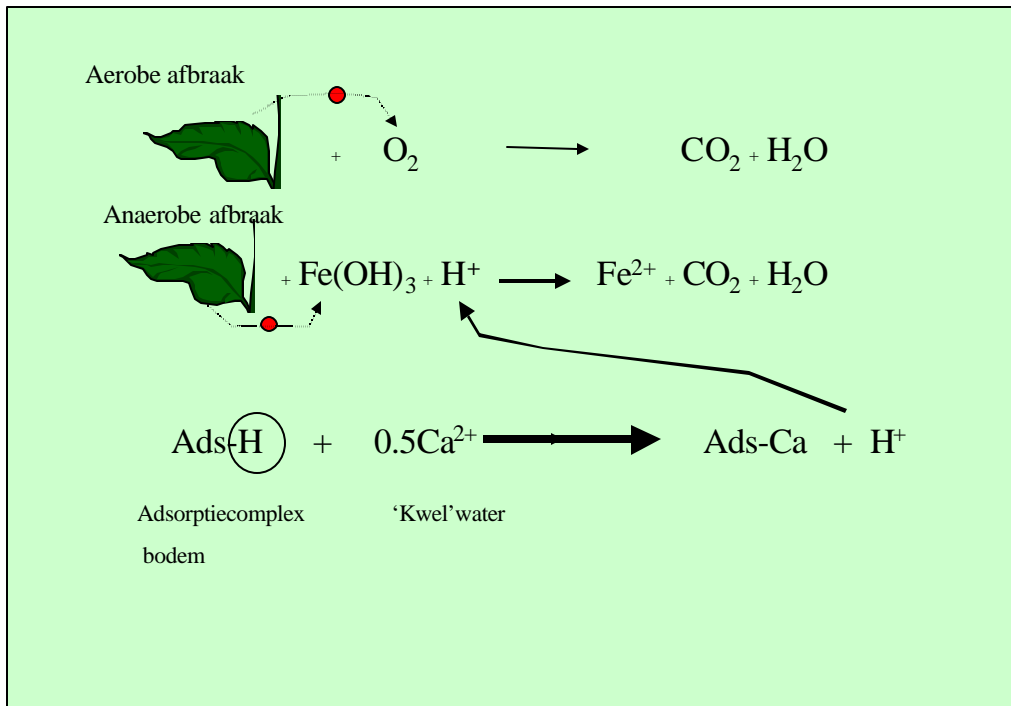
$$K_G^{\text{H/Ca}} = \{\text{H-ads} / \text{Ca-ads}\} \cdot \{v(0.5[\text{Ca}^{2+}]) / [\text{H}^+]\} \quad (2)$$

waarbij: H-ads, Ca-ads de uitwisselbare ionen in de vaste fase ( $\text{Mol} \cdot \text{kg}^{-1}$ )  
 $[\text{Ca}^{2+}], [\text{H}^+]$  concentraties van ionen in oplossing ( $\text{Mol} \cdot \text{l}^{-1}$ ).

In tabel 1 zijn de logwaarden van gaponcoëfficiënten vermeld, die zijn berekend op basis van gemeten waarden van de iongehalten en -concentraties. Het blijkt dat de  $K_G$  waarden steeds zeer groot zijn. Dit betekent dat het evenwicht van reactie (1) sterk naar rechts is gelegen en dat het adsorptiecomplex een sterke preferentie heeft voor waterstofionen.

### 2.1.4 Ijzerveductie en zuurconsumptie

Het verband tussen de lage ijzergehalten en het uitblijven van herstel van de basentoestand doet vermoeden dat ijzer een rol speelt bij de oplading van het adsorptiecomplex met basen. Daarbij is het belangrijk te beseffen dat uit de grootte van de  $K_G$  (omwisselingsconstante) blijkt dat het adsorptiecomplex kennelijk een sterke preferentie van waterstof ten opzichte van calcium heeft. Waterstof wordt kennelijk stevig gebonden. Reductie is een proces (zie figuur 2) waarbij elektronen, afkomstig van organische stof dat wordt geoxideerd, worden opgenomen en zuurionen worden omgezet in water. Reductie heeft daardoor tot gevolg dat de  $\text{H}^+$  concentratie in de bodemoplossing daalt. Omdat er een evenwicht met de vaste fase aanwezig is zullen waterstofionen geneigd zijn te desorberen. Daarbij kunnen de vrijgekomen ladingsplaatsen op het adsorptiecomplex worden ingenomen door  $\text{Ca}^{2+}$  ionen, indien aanwezig in de bodemoplossing. Reductie faciliteert dus het proces van ionenwisseling. Onder zuurstofhoudende omstandigheden zal  $\text{O}_2$  als oxidator



Figuur 2 Verschuiving in het adsorptieevenwicht en oplading van het adsorptiecomplex met  $\text{Ca}^{2+}$  onder invloed van reductie van ijzeroxiden bij anaerobe omstandigheden

optreden. Onder zuurstofloze omstandigheden zal deze rol worden overgenomen door o.a. nitraat, Fe(III), en sulfaat.

De mate waarin via reductie zuurionen kunnen worden geconsumeerd is afhankelijk van de hoeveelheid ijzeroxiden in de bodem: de redoxcapaciteit. Ontijzerde bodems beschikken over minder redoxcapaciteit dan ijzerrijke bodems, tenzij andere oxidatoren aanwezig zijn zoals sulfaat.

## 2.1.5 Redoxcapaciteit en basenoplading

### ***Evenwichtsberekeningen***

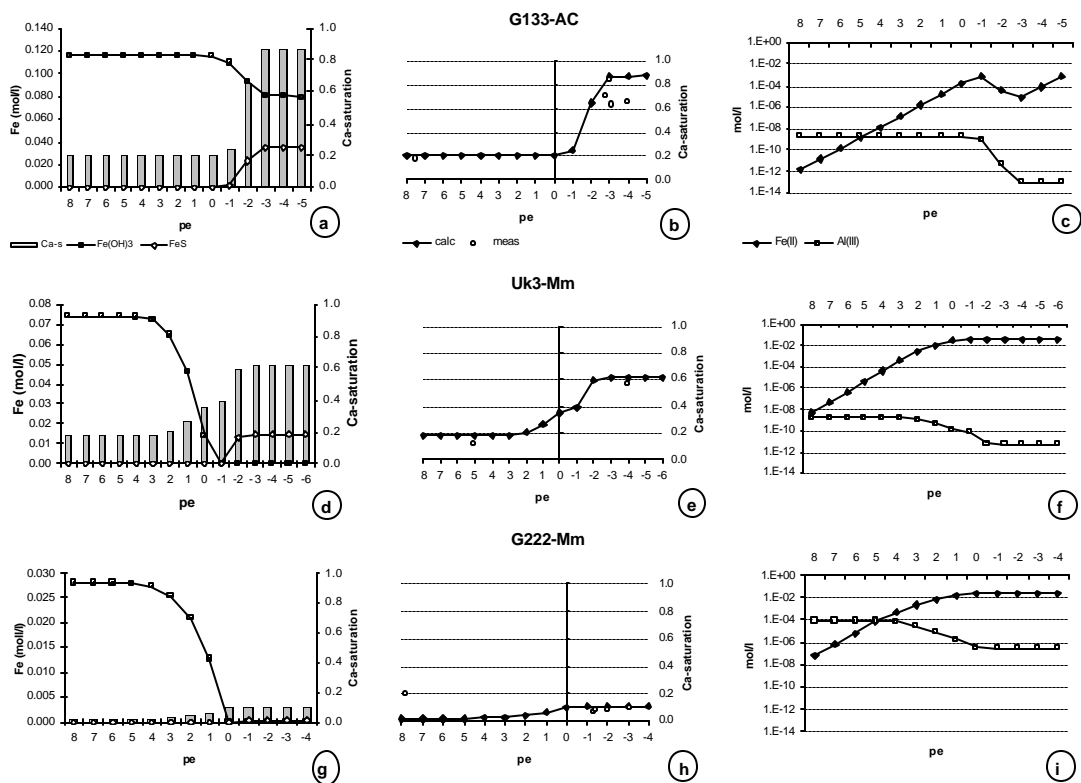
Het in paragraaf 2.1.4 beschreven proces is nagebootst met het chemische evenwichtmodel ECOSAT (Keizer en van Riemsdijk, 1996). Van alle onderzochte bodemhorizonten werden ijzergehalten en de basenbezetting gemeten. Het model berekent evenwichtsconcentraties van stoffen die betrokken zijn bij oplossings- en neerslagreacties, uitwisselingsreacties en redoxreacties. Daartoe moeten chemische componenten worden gedefinieerd die in het systeem een rol spelen. Wij hebben de volgende componenten onderscheiden:  $H^+$ ,  $OH^-$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $e^-$  (electron). Het model rekent met een vaste massabalans of met een vaste concentratie van een stof. Het model houdt zelf de massabalans bij. Wij rekenden met een vaste concentratie  $Ca^{2+}$  and  $e^-$  en met een vaste massabalans voor de andere componenten. De massabalans voor  $H^+$ ,  $Fe^{3+}$  and  $CO_3^{2-}$  en Fe-totaal werden uit meetgegevens herleid. De massabalans van  $SO_4^{2-}$  werd geschat uit concentraties in het bodemvocht. Van  $Al^{3+}$  waren geen gegevens beschikbaar. Om de massabalans van een bodemwatersysteem te kunnen berekenen moet van alle stoffen het gehalte per liter bodemvocht worden uitgedrukt (Kemmers et al., subm.). Daartoe moesten bodemgehalten worden omgezet naar  $Mol.l^{-1}$  door gebruik te maken van de soil/solution ratio. Het model werd gecalibreerd door het aluminium en of sulfaatgehalte aan te passen totdat berekende waarden van de calciumverzadiging in overeenstemming waren met gemeten waarden

Figuur 3 geeft voorbeelden van berekeningen van een bodemhorizont met een laag, middelmatig en hoog ijzergehalte.

Horizont G133AC heeft een hoog gehalte ijzeroxiden (goethiet) onder aerobe omstandigheden. Als de redoxpotential (pe=-log[e]) daalt, stijgt de  $Fe^{2+}$  concentratie als gevolg van reductie. Aanvankelijk zijn de concentraties nog laag, maar vanaf een pe<0 worden de concentraties zo hoog dat het gehalte ijzeroxiden daalt. Tegelijkertijd daalt de  $H^+$  concentratie, waardoor via ionenwisseling de Ca-verzadiging toeneemt tot ca. 85%. De gemeten waarden van de Ca-verzadiging komen redelijk overeen met de berekende waarden. Vanaf een iets lagere pe wordt het in de bodemoplossing aanwezige sulfaat gereduceerd tot sulfide. In combinatie met het gereduceerde  $Fe^{2+}$  kan een verzadigde oplossing ontstaan, waarin pyriet ( $FeS_2$ ) neerslaat. Er wordt net zolang pyriet gevormd tot alle sulfaat is gereduceerd. Daarna stijgt het gehalte pyriet niet langer. Bij sterk reducerende omstandigheden (pe

< -4) is nog ruim voldoende ijzeroxide aanwezig om de elektronen te kunnen opnemen.

In horizont Uk3-Mm is een middelmatig gehalte ijzeroxide aanwezig. Vanaf een  $pe < 3$  begint het ijzeroxide gehalte terug te open door het in oplossing komen van Fe(II) ionen als gevolg van reductie. De ijzeroxiden leveren voldoende redoxcapaciteit om de Ca-verzadiging tot ca. 40% te laten oplopen. Vanaf een  $pe = -1$  zijn alle ijzeroxiden opgelost, maar kan door sulfaatreductie het redoxproces worden voortgezet, waardoor de Ca-verzadiging stijgt tot ca. 60%. Vanaf een  $pe < -3$  zijn ook alle sulfaten gereduceerd en omgezet in pyriet. De Fe(II) concentraties kunnen hoog oplopen omdat er onvoldoende sulfide is voor pyrietvorming. Dit vrije Fe(II) kan eventueel uitspoelen of met  $CO_3^{2-}$  sideriet vormen. Gemeten en berekende waarden van de Ca-verzadiging zijn goed in overeenstemming te brengen met elkaar.



Figuur 3 Evenwichtsberekeningen van een horizont met een hoog (G133AC) en middelmatig (Uk3-Mm) en een laag (G222-Mm) gehalte ijzeroxiden

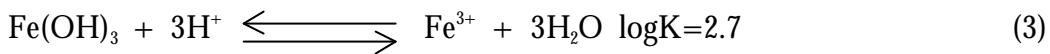
Horizont G222-Mm heeft een laag gehalte ijzeroxiden. Vanaf een  $pe < 4$  gaan alle ijzeroxiden in oplossing, waardoor maar juist een Ca-verzadiging van ca. 10% kan worden bereikt bij een  $pe < 0$ . Er zijn nauwelijks of geen andere oxidatoren in het systeem aanwezig, zodat het redoxproces stagneert en de basenverzadiging niet verder oploopt. Zelfs bij lage redoxpotentialen worden lage waarden van de Ca-

verzadiging gemeten en blijven deze systemen zuur. De aluminiumconcentraties kunnen tot vrij hoge waarden oplopen.

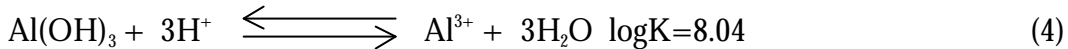
### 2.1.6 Aluminium en zuurbuffering

De evenwichtsberekeningen werden gecalibreerd door het aluminium of sulfaatgehalte aan te passen totdat berekende waarden van de calciumverzadiging in overeenstemming waren met gemeten waarden.

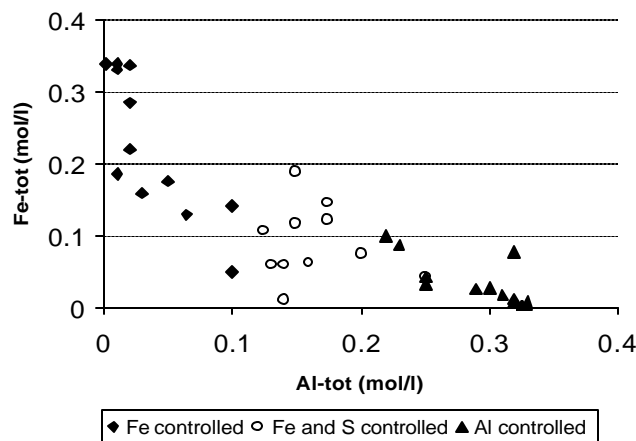
In theorie wordt onder aerobe omstandigheden de pH lager naarmate hogere gehalten ijzeroxiden in de bodem voorkomen. Ijzeroxide in contact met water is namelijk een zure reactie volgens:



Toch meten wij juist lagere pH waarden in bodems met lage ijzergehalten dan in bodems met hoge ijzergehalten (zie tabel 1 en 2). Om dit probleem op te lossen bij de modellering moesten wij veronderstellen dat in bodems met lage ijzergehalten andere oxiden aanwezig waren, die een zure reactie vertoonden. Het ligt het meest voor de hand te veronderstellen dat dit aluminiumoxiden zijn waarvan gibbsiet de meest waarschijnlijke vorm is:



De oplosbaarheid van gibbsiet is groter dan die van goethiet, waardoor de zuurreactie voornamelijk wordt bepaald door gibbsiet. Bij lage ijzergehalten werd juist zoveel gibbsiet "aangebracht" dat bij aerobe omstandigheden bevredigende lage waarden van de pH en de calciumverzadiging werden bereikt bij de calibratie. Figuur 4 geeft de relatie tussen gemeten ijzergehalten en gecalibreerde aluminiumgehalten van de onderzochte horizonten. De horizonten zijn onderverdeeld naar hun redoxcapaciteit die werd berekend uit de som ( $\text{mol.l}^{-1}$ ) van ijzer en sulfaatgehalte.

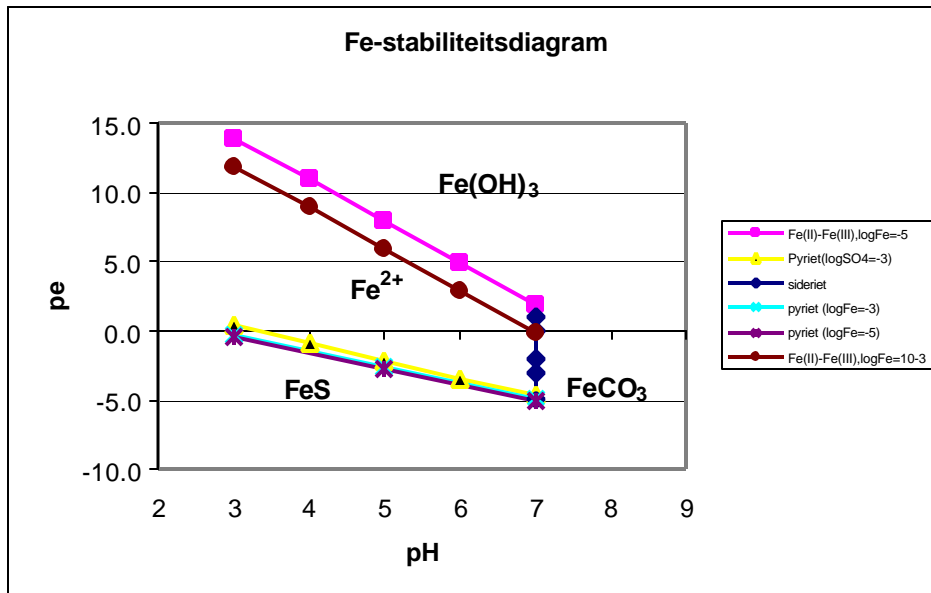


Figuur 4 Gemeten ijzergehalten en gecalibreerde aluminiumgehalten in de onderzocht bodemhorizonten

In systemen met hoge ijzergehalten wordt de zuurneutralisatie gereguleerd door reductie van ijzer; in systemen met middelmatig hoge ijzergehalten kan alleen de zuurneutralisatie worden gereguleerd door redoxprocessen als tevens voldoende sulfaat als oxidator aanwezig is. In systemen met lage ijzergehalten en sulfaatgehalten speelt reductie geen rol bij zuurneutralisatie maar het oplossen van aluminumoxiden.

### 2.1.7 Hydrologische processen en ontijzing

Hydrologische condities vormen de belangrijkste voorwaarde voor ontijzing. De omslag van kwel naar infiltratie zou de belangrijkste drijvende kracht achter ontijzing moeten zijn. Omdat ijzer alleen in opgeloste vorm kan uitspoelen, moeten er tegelijkertijd reducerende omstandigheden heersen (zie figuur 3).



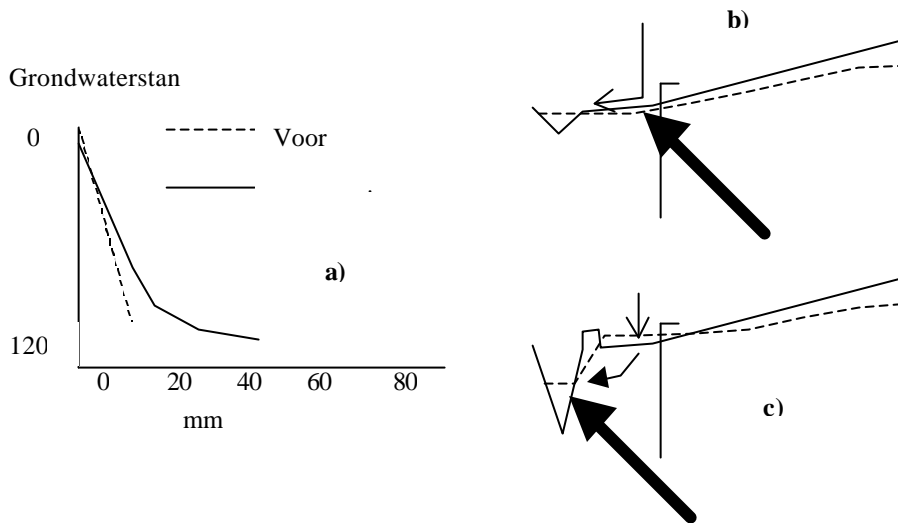
Figuur 5 Oplosbaarheid van verschillende ijzermineralen in relatie tot pH en pe en verschillende concentraties ijzer en sulfaat

In de oorspronkelijke situatie zijn Fe<sup>2+</sup> ionen met het gereduceerde kwelwater aangevoerd naar het maaiveld. In contact met O<sub>2</sub> konden ijzeroxiden nabij het maaiveld worden gevormd. Deze oxiden (roestverschijnselen) manifesteren zich boven het niveau van de GLG. Er moet een opwaartse kwelflux zijn om ijzer duurzaam boven in het maaiveld te houden; in goede kwelssystemen is roest (ijzerbacterien) op het maaiveld een teken hiervan. In de periode dat de verdamping de neerslag en capillaire opstijging overtreft zal de grondwaterstand wegzakken en roestvorming in het profiel kunnen plaatsvinden. Eenmaal gevormd lost roest moeilijk weer op zolang er min of meer neutrale condities heersen. Anaerobie doet zich met name voor in winter- en voorjaarsperiode. Als dan tevens een neerwaartse waterstroom in het profiel aanwezig is kunnen de gereduceerde Fe<sup>2+</sup> ionen uitspoelen. Figuur 5 geeft het oplosbaarheidsdiagram voor verschillende ijzercomponenten in relatie tot zuurgraad en redoxpotential (pe)



De aanzet tot ontijzering van 'kwelgronden' in natuurgebieden is gelegen in de grootschalige ontwateringen in het omringende landschap. Door verlaging van sloot- en beekpeilen werd niet alleen de kwelstroom afgebogen naar de drainagesystemen, maar daalde tevens de drainagebasis van de kwelgronden. De vochtberging van de grond aan het eind van het groeiseizoen werd hierdoor aanzienlijk groter dan in de oorspronkelijke situatie. Figuur 6 is een vereenvoudigde weergave van de vochtberging in relatie tot de grondwaterstand gebaseerd op metingen in een kwelgrond (Kemmers en Jansen, 1980).

In de oude situatie kon slechts 10 tot 20 mm vocht worden geborgen voordat de grondwaterstand van GLG niveau weer tot in maaiveld kwam. Dit betekende dat verreweg het grootste gedeelte van het winterse neerslagoverschot in glooiende terreinen over het maaiveld via runnof moest afstromen. In de ontwaterde situatie kon meer 'zuur' neerslag water worden geborgen ten koste van de runnof term in de waterbalans. Aanvankelijk werd in de praktijk van het natuurbeheer op deze verdrogingstendens ingespeeld door neerslagwater zoveel mogelijk vast te houden (Zeeman, 1986) via afdamming en bewuste verwaarlozing van greppels en ander vormen van detailontwatering. Deze regenwaterconservering heeft geleid tot een versterking van de infiltratieflex als drager van uitspoeling.



*Figuur 6 a) Bergingscapaciteit van kwelgronden voor en na drainage; b) kwel en runnof in niet ontwaterde en c) wel ontwaterde situatie bij regenwaterconservering via afdamming*

## 2.1.8 Organische stof en ijzeruitspoeling

Bij een neerwaartsgerichte waterstroming vanaf maaiveld en waterverzadigde licht zure omstandigheden komt  $\text{Fe}^{2+}$  tot uitspoeling. Eenvoudige organische zuren (citroen-, oxaal-, vanille-, melk-, appelzuur,.....) met een laag molecuulgewicht kunnen sterk gebonden complexen met metaalionen vormen, onder andere met Al en Fe (Bolt en Bruggenwert, 1978). Dergelijke chelaten zijn de dragers voor het

ijzertransport. Complexvorming via polymerisatie tot humuszuren is daarbij mogelijk. Ook phenolzuren met een laag molecuulgewicht vormen in aanwezigheid van  $\text{Al}^{3+}$  of  $\text{Fe}^{3+}$  polymeren: fulvozuren die een lager molecuulgewicht hebben dan de humuszuren. Deze fulvozuren komen juist vaak voor in globulaire excrementen (droppings) van insecten (mijten): moder humus. Als deze polymeren onverzadigd zijn met Al of Fe dan blijven ze oplosbaar en mobiel. Onder organische stofrijke omstandigheden wordt het transport van ijzer naar de diepere bodemhorizonten bevorderd.

### **2.1.9 Sulfaat en ijzeruitspoeling**

In de afgelopen halve eeuw zijn grote hoeveelheden sulfaat op de bodem terecht gekomen door atmosferische depositie. Deze zwaveldepositie heeft geleid tot bodemverzuring op de droge zandgronden. Daarbij spoelt o.a. sulfaat uit naar de diepere ondergrond. Naast de bestudering van effecten van depositie in bossen op de arme zandgronden (De Vries, 1994; Van Breemen et al., 1999) is er nauwelijks onderzoek verricht naar effecten van zwaveldepositie in natte systemen met een belangrijke kwelcomponent. Te verwachten is dat bij depositie dergelijke systemen een sink vormen voor zwavel. Immers in een kwelsituatie zal sulfaat niet kunnen uitspoelen. Onder natte anaerobe omstandigheden zal sulfaat een belangrijke functie als oxidator voor organische stof kunnen zijn. Na  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{Fe}^{3+}$  wordt sulfaat gereduceerd in aanwezigheid van organische stof. Daarbij worden sulfiden gevormd, die in combinatie met reeds gereduceerd  $\text{Fe}^{2+}$  pyrietachtige verbindingen kunnen vormen die uiterst moeilijk oplosbaar zijn. Berekeningen met een chemische evenwichtmodel (ECOSAT) laten zien (Kemmers et al., 2000) dat deze pyrietvorming tot dicht onder maaiveld kan plaatsvinden. Via onderzoek aan slijpplaten (van Delft, 1997) werd aangetoond dat in beekerdgronden binnen 10 cm-mv pyrietframboïden aanwezig zijn. In figuur 3 worden rekenresultaten gepresenteerd waarbij pyrietvorming een belangrijke rol speelt bij de basenoplading van het adsorptiecomplex. Dankzij de vorming van pyriet is extra zuurconsumptie mogelijk. Zwaveldepositie lijkt dus voor verzurende kwelssystemen een alkaliserend effect te sorteren en in tegenstelling tot in boscsystemen ogenschijnlijk gunstig te zijn. Aldus kunnen sulfaten een compensatie vormen voor basenoplading van ontijzerde kwelssystemen. Een ernstig gevaar daarbij is dat in drogere aerobe perioden pyriet weer wordt geoxideerd waarbij een sterke zuurproductie ontstaat. Onderzoek toont aan (Jansen et al., 1997) dat zeer sterke fluctuaties ( $0 - > 120 \text{ mg.l}^{-1}$ ) in sulfaatconcentraties in het oppervlakkige grondwater kunnen voorkomen, wat een belangrijke aanwijzing is voor periodieke pyrietvorming en -oxidatie. Ook in andere terreinen waar in het kader van OBN herstelmaatregelen werden getroffen, werden periodiek zeer hoge concentraties sulfaat gemeten (Kemmers et al., 2000: 200-500  $\text{mg.l}^{-1}$  in Wyldlanden en Lemselermaten)

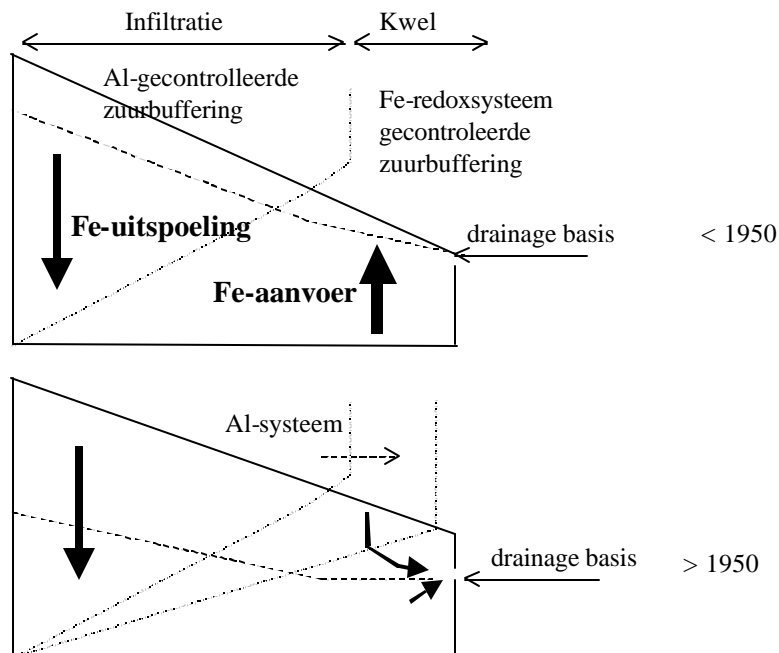
### 2.1.10 Snelheid van ontijzering

De bodemchemische processen die een rol spelen bij ontijzering verlopen volgens kinetische reacties: evenwichten komen pas na verloop van tijd tot stand, omdat oplossings- en of neerslagreacties traag verlopen. Daarnaast is uitspoeling ook een tijdsgebonden proces. Het is echter niet bekend hoe snel het ontijzeringsproces verloopt en in welk tijdsbestek een bodem ontijzerd kan raken. Los van de snelheid van de bodemchemische en fysische processen zal ook de voorraad ijzeroxiden in de bodem daarbij een rol spelen.

Omdat het niet irreeel is de huidige waarnemingen van ontijzering in verband te brengen met de grootschalige hydrologische ingrepen in het Nederlandse landschap vanaf het midden van de 50-er jaren van de twintigste eeuw, dan zou het ontijzeringsproces ruwweg in een tijdsbestek van 4 à 5 decennia kunnen verlopen. In het onderzoek van Jansen et al. (1994) konden ecopedologische veranderingen als gevolg van ernstige verzuring van een beekerdgrond worden gerelateerd aan een lokale hydrologische ingreep die ca. 25 jaar eerder werd uitgevoerd.

### 2.1.11 Een landschapsmodel

In figuur 7 is een hypothetisch model geschetst dat op landschapsschaal de gevolgen van ontijzering door verlaging van de drainagebasis weergeeft. De aanvoer van ijzer naar het maaiveld via kwel wordt steeds verder teruggedrongen. Voormalige kwelzones ontwikkelen zich tot infiltratiegebieden met uitspoeling van ijzer. Het



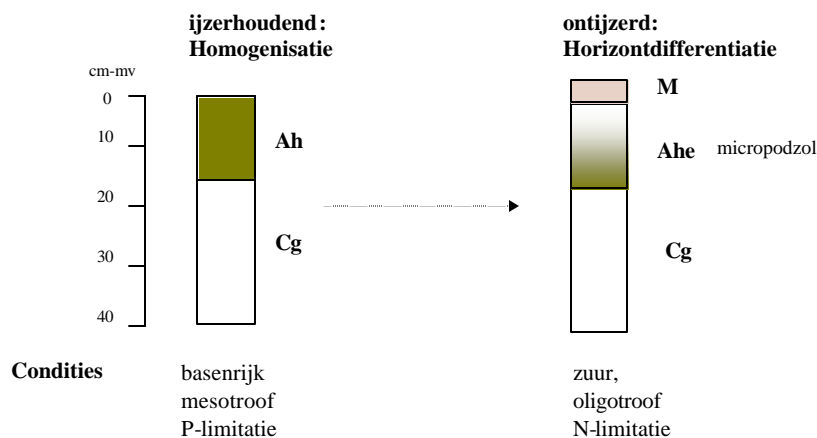
*Figuur 7 Landschapsmodel met uitbreiding van aluminium gecontroleerde zuurbufferingsystemen ten koste van ijzerredoxsystemen als gevolg van drainage*

ijzerredoxstelsysteem dat een belangrijke rol speelt bij de buffering van de zuurgraad wordt verdrongen en overgenomen door het aluminiumbuffersysteem. Ecopedogenetisch gaat dit gepaard met de ontwikkeling van micropodzolen in de voormalige kwelzones. De abiotische randvoorwaarden voor natuurontwikkeling worden hierdoor fundamenteel gewijzigd: op landschapsschaal zullen vegetaties die aan zure oligotrofe omstandigheden zijn gebonden zich steeds verder uitbreiden ten koste van vegetaties van mesotrofe zuurgraadneutrale omstandigheden.

## 2.2 Ecologische effecten van ontijzering

Ontijzering als ecologische probleem doet zich potentieel voor op standplaatsen die door aanvoer van kwelwater een hoge bazenverzadiging en een circumneutrale zuurgraad van de bovengrond hebben aangenomen. Door een intensief bodemleven wordt de organische stof snel afgebroken en door bioturbatie vermengd met de minerale ondergrond. In terrestrische systemen zijn Ah-horizonten kenmerkend, terwijl in semiterrestrische milieus anaerobe veraarding heeft geleid tot de vorming van Oh- of Og-horizonten. Door de intensieve afbraak worden de milieus gekenmerkt door een snelle nutriëntenkringloop met een mesotroof karakter. De C/N en C/P verhoudingen zijn laag (10-20 resp. < 250), wat wijst op ruime beschikbaarheid van N en P. Door de aanwezigheid van ijzer wordt P dat door mineralisatie beschikbaar is gekomen gefixeerd in de vorm van Fe-P verbindingen. Veelal wordt de productiviteit van de vegetatie op deze standplaatsen beperkt door een gebrek aan fosfor (Kemmers et al., 2001).

### Bodem- en ecosystemontwikkeling



Figuur 8 Effecten van ontijzering op ecologische condities in de bodem

Door ontijzering neemt de zuurbuftercapaciteit af en blijven uiteindelijk sterk verzuurde standplaatsen achter. Het ijzerredoxstelsysteem dat bij de zuurbuftering een rol speelde wordt vervangen door het aluminiumstelsysteem, waardoor  $Al^{3+}$ -ionen in oplossing komen. De biologische activiteit neemt door de toegenomen zuurgraad en  $Al^{3+}$  concentratie sterk af, waardoor de afbraak van organische stof stagneert. Dit uit zich in de nieuwvorming van horizonten met slecht afgebroken strooisel met hogere

C/N en C/P waarden in plaats van homogenisatie van organische stof met de minerale ondergrond. De nutriëntenkringloop stagneert waardoor N en P accumuleren in het strooisel en hun beschikbaarheid voor de vegetatie afneemt. Aluminium neemt de rol van ijzer over bij de fixatie van P.

Het belangrijkste ecologische effect is dus een verschuiving van natte, basenrijke, mesotrofe P-beperkte standplaatsen naar natte, zure en oligotrofe standplaatsen met N-beperking (zie figuur 8).



## 3 Omvang van areaal met potentiële ontijzering

### 3.1 Inleiding

Om een beeld te krijgen van de ligging en omvang van ontijzeringsgevoelige gronden die vanuit natuurbeheers oogpunt interessant zijn, is een inventarisatie gemaakt van bodemeenheden die op de landsdekkende bodemkaart 1 : 50 000 voorkomen en ontijzeringsgevoelig zijn. Het criterium voor ontijzeringsgevoeligheid is gebaseerd op empirische ervaring.

Kwel is een randvoorwaarde voor de aanvoer van ijzer naar de bovengrond. Als criterium voor een ontijzeringsgevoelige gronden is daarom als uitgangspunt genomen dat er sprake moet zijn van een kwelindicerende bodemeenheid. Onder natte, reducerende omstandigheden lossen ijzeroxiden in de bovengrond op. In geval van wegzijging kan het ijzer dan weer uitspoelen naar de ondergrond. De mate waarin dit gebeurt hangt samen met een aantal bodemfysische en –chemische eigenschappen. Op grond van deze factoren worden verschillende ‘ontijzeringsgevoeligheidsklassen’ onderscheiden.

Tot slot is verondersteld dat niet alle gronden die gevoelig zijn voor ontijzering ook interessant zijn voor de natuur. Daarom beperkt de inventarisatie van ontijzeringsgevoelige gronden zich tot de gronden in de gebieden die deel uitmaken van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS).

### 3.2 Werkwijze

#### ***Kwelindicerende gronden***

Op de landsdekkende bodemkaart van Nederland 1 : 50 000 zijn kwelgronden niet als zodanig geïdentificeerd, maar op grond van landschappelijke ligging, hydromorfe kenmerken en bodemchemische samenstelling kunnen ze wel worden herkend. Bodemvorming is een continu proces. De eenheden die op de bodemkaart vermeld staan zijn het resultaat van de bodemontwikkeling van vele decennia tot eeuwen. Ontwikkelingen als verdroging hebben daar (nog) geen doorslaggevend effect op. Dat betekent dat ook voormalige kwelgronden waar het ontijzingsproces gaande is bij de inventarisatie zijn betrokken.

Voor de indeling van de bodemeenheden die op de bodemkaart 1 : 50 000 voorkomen, worden 4 kwelklassen onderscheiden:

- bodemeenheden die uitsluitend onder invloed van infiltratie worden gevormd;
- bodemeenheden waar mogelijk (periodieke) kwel voorkomt;
- bodemeenheden die uitsluitend onder invloed van kwel worden gevormd;
- bodemeenheden waar geen uitspraak over gedaan kan worden.

Van een aantal bodemeenheden is de kwelstatus duidelijk. Podzolgronden zijn bijvoorbeeld door uitspoeling ontstaan en beekeerdgronden onder invloed van kwel. Van andere bodemeenheden is de invloed van kwel echter minder duidelijk. Er is een categorie gronden waar kwel vanwege een lage landschappelijke positie wel voor kan komen, maar waar dat evengoed niet het geval hoeft te zijn (geweest). Dat betreft met name de kleigronden. Die zijn door sedimentatie ontstaan. Veel van deze gronden zijn in een latere fase ingepolderd waarna er door peilverschil kwel is gaan optreden. Maar vaak wordt dat dan weer in de sloten afgevangen.

Uitgangspunt voor de toedeling van bodemeenheden vormde een overzicht dat van Ek et. al. (1997) voor Noord Brabant heeft gebruikt. De ontbrekende bodemeenheden zijn geclassificeerd en aan het overzicht toegevoegd. Vervolgens is de hele reeks aan de hand van bodemchemische analyses van standaardprofielen en expert judgement van bodemkundigen doorgelicht. In totaal zijn er 1150 afzonderlijke bodemeenheden toegedeeld. Naast afzonderlijke bodemeenheden komen er 1870 associaties van bodemeenheden op de bodemkaart voor. Die bestaan uit combinaties grondwatertrappen samen met combinaties van 2 tot 6 bodemeenheden. Voor de associaties zijn 'gemiddelde' kwelklassen berekend.

### ***Ontijzeringsgevoelige gronden***

Van de bodemeenheden is ook de ontijzeringsgevoeligheid geschat. Verondersteld is dat bodems met een kleine kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) een geringe zuurbuffering hebben en sneller verzuren dan bodems met een grote capaciteit. Bodems met hoge kalkgehalten zullen niet snel verzuren. Onder zure en reducerende omstandigheden komen ijzeroxiden makkelijker in oplossing (zie figuur 5) waardoor zij kunnen uitspoelen. De criteria voor de toedeling in klassen zijn daarom de kalkrijkdom en de CEC van de bovengrond. De kalkrijkdom staat bij de betreffende bodemeenheden aangegeven met een ..A of kan uit de toelichting op de bodemkaart worden herleid. De CEC kan berekend worden uit de hoeveelheid humus en lutum (van Duijvenbouden en Breeuwsma, 1987) volgens:

$$\text{CEC (meq/100gr)} = 1,5 * \text{org. stof (\%)} + 0,6 * \text{lutum (\%)}$$

Een bovengrond met een CEC < 10 meq/100gr wordt als erg gevoelig beschouwd, met een CEC > 40 meq/100gr of een kalkrijke bovengrond als niet gevoelig en in het tussenliggende traject als matig gevoelig. De percentages humus en lutum zijn ontleend aan een overzicht van de karakterisering van een groot aantal Nederlandse gronden (de Vries, 1999). Van ontbrekende bodemeenheden is de CEC-klasse cq. gevoeligheidsklasse geschat aan de hand van de het lutum- en/of organische stofgehalte van de betreffende eenheid. Voor een aantal combinaties van bodemcodes en toevoegingen is de gevoeligheidsklasse aangepast, zoals bijvoorbeeld een zanddek op een veengrond of een kleilaag op een minerale grond. Voor de associaties van bodemeenheden zijn 'gemiddelde' gevoeligheidsklassen berekend. Hierbij hebben bodemeenheden die ongevoelig zijn op grond van zowel de kalkrijkdom als de CEC bij afrondingsproblemen de doorslag gegeven.



Er worden 4 gevoeligheidsklassen onderscheiden:

- bodemeenheden die niet gevoelig voor ijzeruitspoeling zijn;
- bodemeenheden die matig gevoelig voor ijzeruitspoeling zijn;
- bodemeenheden die erg gevoelig voor ijzeruitspoeling zijn;
- bodemeenheden waar geen uitspraak over ijzeruitspoeling gedaan kan worden.

### ***Ecologische Hoofdstructuur***

De inventarisatie van ontijzeringsgevoelige gronden beperkt zich tot de Ecologische Hoofdstructuur. De EHS vormt de ruggengraat van het Natuurbeleidsplan (regeringsbeslissing 1990). De EHS bestaat uit een netwerk van kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingzones. Kerngebieden zijn gebieden met al bestaande bijzondere ecologische waarden. Natuurontwikkelingsgebieden zijn gebieden met goede mogelijkheden voor het ontwikkelen van natuurwaarden. Verbindingszones zijn gebieden die kern- en natuurontwikkelingsgebieden verbinden om de verspreiding van planten en dieren te verbeteren.

Binnen de EHS worden de kerngebieden en natuurontwikkelingsgebieden onderverdeeld in gebieden met bos, gebieden met heide en stuifzand en in gebieden met andere korte vegetaties. Dit onderscheid is ook bij de inventarisatie van de bodemeenheden aangehouden. Er is niet verder opgedeeld in (kwelafhankelijke) natuurdoeltypen, omdat daarvan nog geen landsdekkende kaart beschikbaar is (mededeling Expertisecentrum). Van de omgrezing van de EHS is een digitaal bestand aanwezig.

### **3.3 Resultaten**

De totale oppervlakte natuurterrein in Nederland bedraagt ongeveer 450.000 hectare. Veel natuur bevindt zich momenteel binnen de grenzen van de EHS. Met behulp van de bodemkaart en de begrenzing van de EHS zijn de kwelgronden binnen de EHS geselecteerd. De EHS is onderverdeeld in gebieden met bos, gebieden met heide en (stuif-)zand en in gebieden met andere korte vegetaties. Bij deze laatste categorie gaat het hoofdzakelijk om verschillende soorten grasvegetaties. Vervolgens zijn hieruit de gronden geselecteerd die gevoelig zijn voor ontijzering. In tabel 3 wordt een overzicht van de verschillende oppervlaktes gegeven en op kaart 1 de verspreiding over heel Nederland (zie Bijlage 1).

De pleistocene zandgronden zijn over het algemeen sterk ontijzeringsgevoelig. De ontijzeringsgevoelige kwelgronden worden hier vooral gevormd door de beekdalen die veelal uit beekerdgronden bestaan. In het holocene gedeelte van Nederland zijn de klei- en veengronden over het algemeen minder gevoelig voor ontijzering. Het betreffen vaak grotere, aaneengesloten gebieden. Het schaalniveau van de bodemkaart laat toe dat er verder kan worden ingezoomd op detailgebieden. Ter illustratie is op kaart 2 een holocene gebied in Friesland weergegeven (zie Bijlage 2).

Uit tabel 3 kan worden afgeleid dat binnen de gebieden van de EHS waar matige of sterke kwel voorkomt 18% van het bosareaal (8342 ha) enigszins en 46% (21318 ha)

sterk gevoelig is voor ontijzering. Van het graslandareaal dat in kwelgebieden is gelegen is 23% (84589 ha) enigszins en 19% (69140 ha) sterk gevoelig voor ontijzering.

*Tabel 3 Oppervlaktes (ha) met kans op kwel en kans op ontijzering van de bovengrond binnen de EHS*

Gebiedsindeling	Ontijzerings-gevoeligheid	Infiltratie	Matige kwel	Kwel	Totaal
Bos	niet	4773	14289	2117	21179
	enigszins	4591	5436	2906	12933
	sterk	191822	16274	5044	213140
Heide en (stuif-)zand	niet	16516	13888	391	30795
	enigszins	4146	149	202	4497
	sterk	37106	5827	150	43083
Grasland en overig	niet	56632	136932	70239	263803
	enigszins	34849	62510	22088	119447
	sterk	208444	32421	36719	277584
Totaal		558879	287726	139856	486462

## 4 Bedreigde natuurdoeltypen

In het vorige hoofdstuk is een schatting gemaakt van het kwelgebonden areaal bos en korte vegetaties dat gevoelig is voor ontijzering. Deze arealen zijn herleid uit een interpretatie van de bodemtypen naar basenrijkdom in relatie tot kwel. Vooral nog is niet aan te geven welke natuurdoeltypen zijn gealloceerd aan deze ontijzeringsgevoelige gronden. Wel kan worden aangegeven welke natuurdoeltypen basenrijke natte omstandigheden als abiotische randvoorwaarde vereisen. Daartoe is gebruik gemaakt van het overzicht van abiotische randvoorwaarden dat door Wamelink & Runhaar (2001) is opgesteld voor de natuurdoeltypen binnen de EHS.

Met de randvoorwaarden volgens Wamelink en Runhaar (2001) hebben wij als criterium voor ontijzeringsgevoelige kwelafhankelijke basenrijke vegetaties ervoor gekozen dat:

- de zuurgraad in de klasse 'zwak zuur';
- de vochttoestand in de klasse 'matig nat' of natter;
- de GLG in de klasse 'ondiep' of lager moest zijn gelegen.

Tabel 4 geeft een overzicht van de natuurdoeltypen en de daartoe gerekende plantengemeenschappen die volgens de gehanteerde criteria als ontijzeringsgevoelig moeten worden beschouwd.

*Tabel 4 Natuurdoeltypen met cijfercode en de daarbinnen voorkomende plantengemeenschappen die gevoelig zijn voor ontijzering.*

Code	Natuurdoeltype	Plantengemeenschap
3.25	Natte strooiselruigten	Valeriano-Filipenduletum
3.27	Trilveen	Scorpidio-caricetum dioicae
3.29	Nat schraalgrasland	Cirsio dissecti-Molinietum
3.30	Dotterbloemgrasland van beekdalen	Crepido-Juncetum acutiflori Ranunculo-Senecionetum Angelico-Cirsietum oleracei
3.31	Dotterbloemgrasland van veen en klei	Crepido-Juncetum acutiflori Ranunculo-Senecionetum
3.38	Bloemrijkgrasland van zand en veengebieden	Lolio-Cynosuretum typicum en lot. uliginosi
3.62	Laagveenbos	Thelypterido-Alnetum Carici elongatae-Alnetum typicum
3.66	Bos van voedselrijke vochtige gronden	Fraxino-Ulmetum typicum Pruno-Fraxinetum
3.67	Bos van bron en beek	Carici elongatae-Alnetum cardamin. amarae Pruno-Fraxinetum



## **5 Toetsing aan bestaande bodemkundige informatie**

### **5.1 Beschikbare gegevens**

Om de veronderstelling te toetsen dat ijzergehaltes verschillen voor de in hoofdstuk 3 beschreven strata hebben we een selectie uitgevoerd van bodemmonsters in bij Alterra beschikbare databases. De databases die geraadpleegd zijn, zijn het Bodemkundig InformatieSysteem (BIS; Bregt et al., 1987), de database van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK; o.a. Visschers 1993) en Humbase, waarin gegevens over humusprofielen zijn opgeslagen (Van Delft 2001). Gegevens uit de laatste database zijn gedeeltelijk ook opgenomen in BIS. Daarom zijn alleen gegevens geselecteerd die nog niet in BIS zijn geïmporteerd.

#### **5.1.1 Selectie**

In de drie geraadpleegde databases hebben we alle profielen opgezocht waar ijzerbepalingen aan bodemmonsters gedaan zijn. Van deze profielen hebben we op basis van de coördinaten, met behulp van Arcview onderzocht welke punten binnen de EHS voorkomen en binnen welk stratum ze dan liggen. Hiervoor hebben we gebruik gemaakt van de kaart met voor ontijzeringsgevoelige gronden (zie 3.3 en kaart 1) Met behulp van een “Spatial Join” hebben we de strata toegevoegd aan de tabel met punten. Voor de punten die voorkomen binnen de EHS hebben we alle ijzerbepalingen tot een diepte van 50 cm – mv. gekoppeld aan de puntentabel. Vervolgens hebben we de tabel verder onderverdeeld naar gegevens over 5 lagen van 10 cm dikte. Daarvoor hebben we voor elk monster, op basis van begin- en einddiepte, bepaald voor welke laag, of lagen het representatief is. Daarbij kan een monster dat een dieptegrens overschrijdt, meetellen voor meerdere lagen. Een monster van 0 tot 5 cm geldt voor laag 1, een monster van 15 tot 30 cm geldt voor laag 2 en 3 etc.

#### **5.1.2 Resultaten van de selectie**

In tabel 5 is aangegeven hoeveel punten met ijzergegevens we per stratum geselecteerd hebben in de verschillende databases. Het grootste aantal punten is afkomstig uit BIS en in mindere mate uit LSK. Van Humbase zijn maar weinig punten geselecteerd. Dat komt mede omdat 257 profielen met 377 bijbehorende monsters uit Humbase ook in BIS opgenomen zijn. Om te voorkomen dat punten dubbel geselecteerd worden, zijn deze buiten de selectie in Humbase gehouden. De 9 profielen uit Humbase in deze selectie zijn nog niet in BIS opgenomen. Het aantal punten per stratum loopt sterk uiteen. Het grootste aantal punten (1057) komt voor binnen het stratum “k-xxx”, terwijl het kleinste aantal (24) voorkomt in het stratum “kkk-o”. De oppervlakte van de strata loopt echter ook sterk uiteen. Omgerekend

naar de oppervlakte per punt binnen een stratum blijkt de verdeling toch evenwichtig te zijn.

In tabel 6 zijn alle ijzerbepalingen opgenomen die beschikbaar zijn in de databases. De ontijzering heeft vooral betrekking op amorfe ijzerhydroxiden en in mindere mate op ijzerverbindingen in kristallijne vorm.

Tabel 5 Geselecteerde punten per stratum

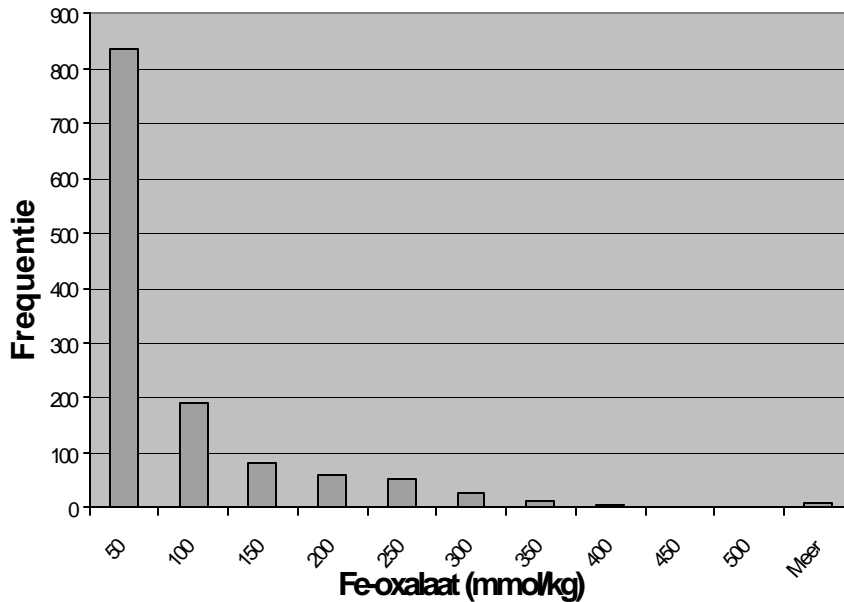
Strata			Oppervlakte (ha)	Aantal punten				Oppervlakte per punt (ha)
Basen	ontijzering	code		BIS	LSK	Humbase	totaal	
klein		k-xxx	539880	836	219	2	1057	511
matig	klein	kk-o	140151	64	78	3	145	966
	groot	kk-ooo	134568	142	74		216	623
groot	klein	kkk-o	15954	11	9	4	24	665
	groot	kkk-ooo	155910	195	138		333	468
totaal			986463	1248	518	9	1775	539

Bij de selectie zijn die bepalingen betrokken waarmee deze vormen van ijzerverbindingen ontsloten worden. Dit is in tabel 6 in de laatste kolom aangegeven.

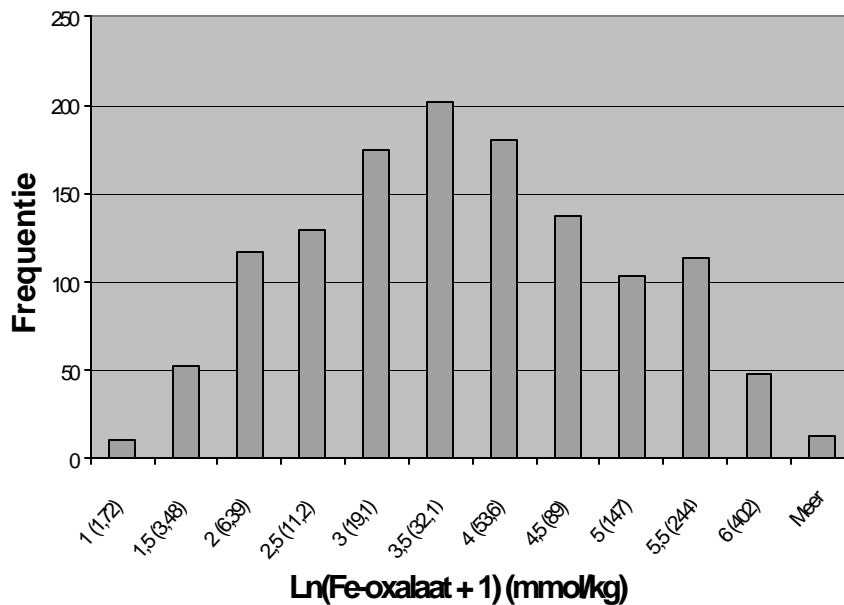
Tabel 6 Verschillende ijzerbepalingen

Bepaling	Omschrijving	Toelichting	Vorm			Selectie
			geadsorbeerd	Amorf	kristallijn	
FE-CON	ijzerconcentratie	concentratie in bodemvocht				nee
FE-DIT	ijzer-dithioniet	kristallijn en amorf Fe		x	x	ja
FE-HCL	ijzer-10% zoutzuur	kristallijn en amorf Fe		x	x	ja
FE-HNO3	ijzer-0,43m hno3	relatief zwak gebonden Fe in bodem, bodemwater en adsorptiecomplex	x	x	x	ja
FE-UIT	uitwisselbaar ijzer	uitwisselbaar Fe	x			nee
FE-OX	ijzer-oxalaat	actief Fe, amorfe hydroxiden		x		ja
PYR	pyrietgehalte	tijdelijke buffer		x	x	ja
FE-TOT	totaal ijzergehalte	totaal Fe	x	x	x	ja
FE-TOT-S	totaal ijzergehalte in strooisel	totaal Fe in strooisel	x	x	x	nee

In figuur 9 hebben we de frequentieverdeling weergegeven voor de gehalten Fe-oxalaat (mmol/kg) Deze laten een scheve verdeling zien. Lage gehalten (tot 50 mmol/kg) komen veruit het meeste voor. Bij hogere gehalten neemt de frequentie sterk af. De frequentieverdeling voor andere lagen en andere bepalingen hebben we hier niet opgenomen, maar deze vertonen hetzelfde beeld. Bij de statistische analyse van verschillen tussen de strata (5.2) en de lagen (5.3), wordt een normale verdeling verondersteld (Oude Voshaar, 1994). Daarom hebben we op alle bepalingen een logtransformatie toegepast, waardoor de frequentieverdeling wel een normale verdeling vertoont (zie figuur 10). Hiervoor hebben we het natuurlijk logaritme berekend van het ijzergehalte, verhoogd met 1, om te voorkomen dat log(0) berekend zou worden.



Figuur 9 Frequentieverdeling van Fe-oxalaat in de laag van 0 – 10 cm – mv.



Figuur 10 Frequentieverdeling van Fe-oxalaat in de laag van 0 – 10 cm – mv., na logtransformatie

Als eerste verkenning van de beschikbare gegevens hebben we een variantie-analyse uitgevoerd, waarbij we voor alle geselecteerde variabelen, per laag, de strata met kwel vergeleken hebben. De resultaten hiervan staan in tabel 7. Dit levert per laag een F-waarde, die de verhouding voorstelt van de variantie tussen de strata en binnen de strata. Als deze groter is dan een kritieke waarde (F-krit) die afhankelijk is van het aantal vrijheidsgraden ( $v_1$  en  $v_2$ ), kan worden aangenomen dat er een significant

verschil is tussen de strata. De mate van significantie wordt uitgedrukt in een P-waarde (P) en is in de kolom “significantie” aangegeven.

Tabel 7 Variantie-analyse per laag voor verschillen in ijzergehalten tussen kwelstrata.

Fe-variabele	laag	N	v1	v2	F-krit	F	P	significantie
FE_DIT_L	0 - 10	82	3	78	< 2,76	2,88	0,041	*
	10 - 20	89	3	85	< 2,76	3,68	0,015	*
	20 - 30	85	3	81	< 2,76	1,10	0,353	
	30 - 40	72	3	68	< 2,76	0,30	0,828	
	40 - 50	65	2	62	< 3,15	0,89	0,415	
Fe_HCL_L	0 - 10	112	3	108	< 2,76	4,85	0,003	**
	10 - 20	129	3	125	< 2,76	3,37	0,021	*
	20 - 30	116	3	112	< 2,76	2,98	0,034	*
	30 - 40	110	3	106	< 2,76	4,03	0,006	**
	40 - 50	96	2	93	< 3,15	8,68	< 0,001	***
FE_HNO3_L	0 - 10	51	2	48	3,19	8,62	< 0,001	***
	10 - 20	32	2	29	3,32	2,80	0,077	
	20 - 30	9	2	6	5,14	0,24	0,796	
	30 - 40	9	2	6	5,14	0,24	0,796	
	40 - 50	0						
FE_OX_L	0 - 10	531	3	527	< 2,76	27,73	< 0,001	***
	10 - 20	600	3	596	< 2,76	40,83	< 0,001	***
	20 - 30	671	3	667	< 2,76	28,75	< 0,001	***
	30 - 40	533	3	529	< 2,76	15,25	< 0,001	***
	40 - 50	532	3	528	< 2,76	11,19	< 0,001	***
FE_TOT_L	0 - 10	45	3	41	2,84	1,85	0,154	
	10 - 20	30	3	26	3,00	3,31	0,036	*
	20 - 30	12	2	9	4,26	2,97	0,102	
	30 - 40	6	1	4	7,71	1,30	0,318	
	40 - 50	6	1	4	7,71	1,30	0,318	
PYR_L	0 - 10	20	3	16	3,25	1,40	0,278	
	10 - 20	16	3	12	3,49	2,39	0,120	
	20 - 30	14	2	11	4,00	1,84	0,205	
	30 - 40	8	2	5	5,79	3,49	0,113	
	40 - 50	10	2	7	4,74	8,63	0,013	

\* = significant ( $0,01 < P < 0,05$ ), \*\* = sterk significant ( $0,001 < P < 0,01$ ) en \*\*\* = zeer sterk significant ( $P < 0,001$ ).

De meeste significante verschillen komen voor bij de bepalingen van Fe-oxalaat (FE\_OX\_L). Daarvan zijn ook de grootste aantallen gegevens beschikbaar. De oxalaat-extractie van ijzer ontsluit met name amorfe hydroxiden, die als actief ijzer beschouwd worden (Giessen & Geurts 2001). Dit is ook de fractie die het meest gevoelig lijkt voor ontijzeringsprocessen. Op grond van deze resultaten zijn de vergelijkingen beperkt tot Fe-oxalaat. In de volgende paragrafen worden de verschillen tussen de strata (5.2) en tussen lagen binnen de strata behandeld.

## 5.2 Verschillen tussen strata

Voor een analyse van de verschillen tussen de strata hebben we een regressieanalyse met kwalitatieve verklarende variabelen uitgevoerd. Dit is vergelijkbaar met de variantie-analyse, maar er wordt ook een regressiemodel afgeleid, waarmee de gemiddelden en een 95% betrouwbaarheidsinterval afgeleid worden. Per analyse zijn

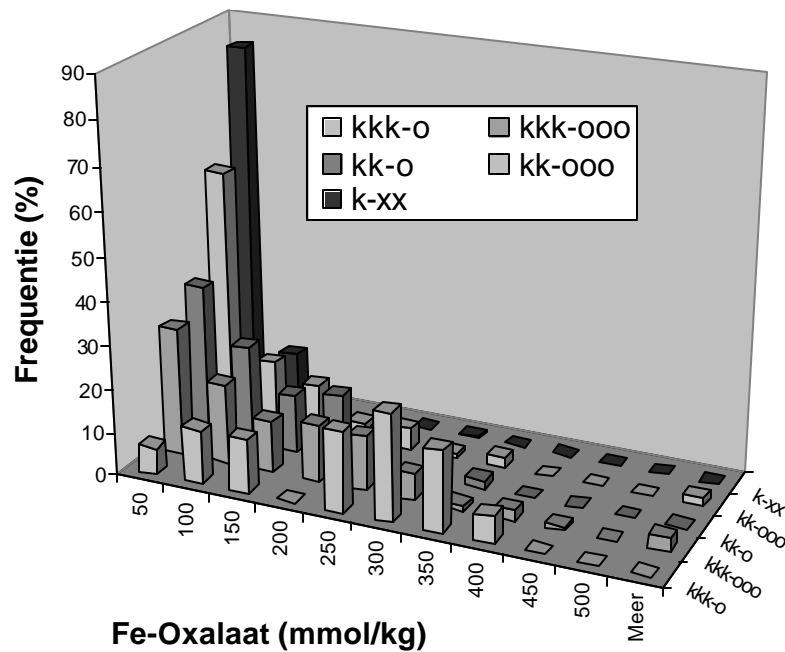


de paarsgewijze verschillen tussen strata of lagen bepaald en uitgedrukt in een P-waarde. In figuur 12 t/m 17 is dit weergegeven met een grijs tint, zoals aangegeven in tabel 8.

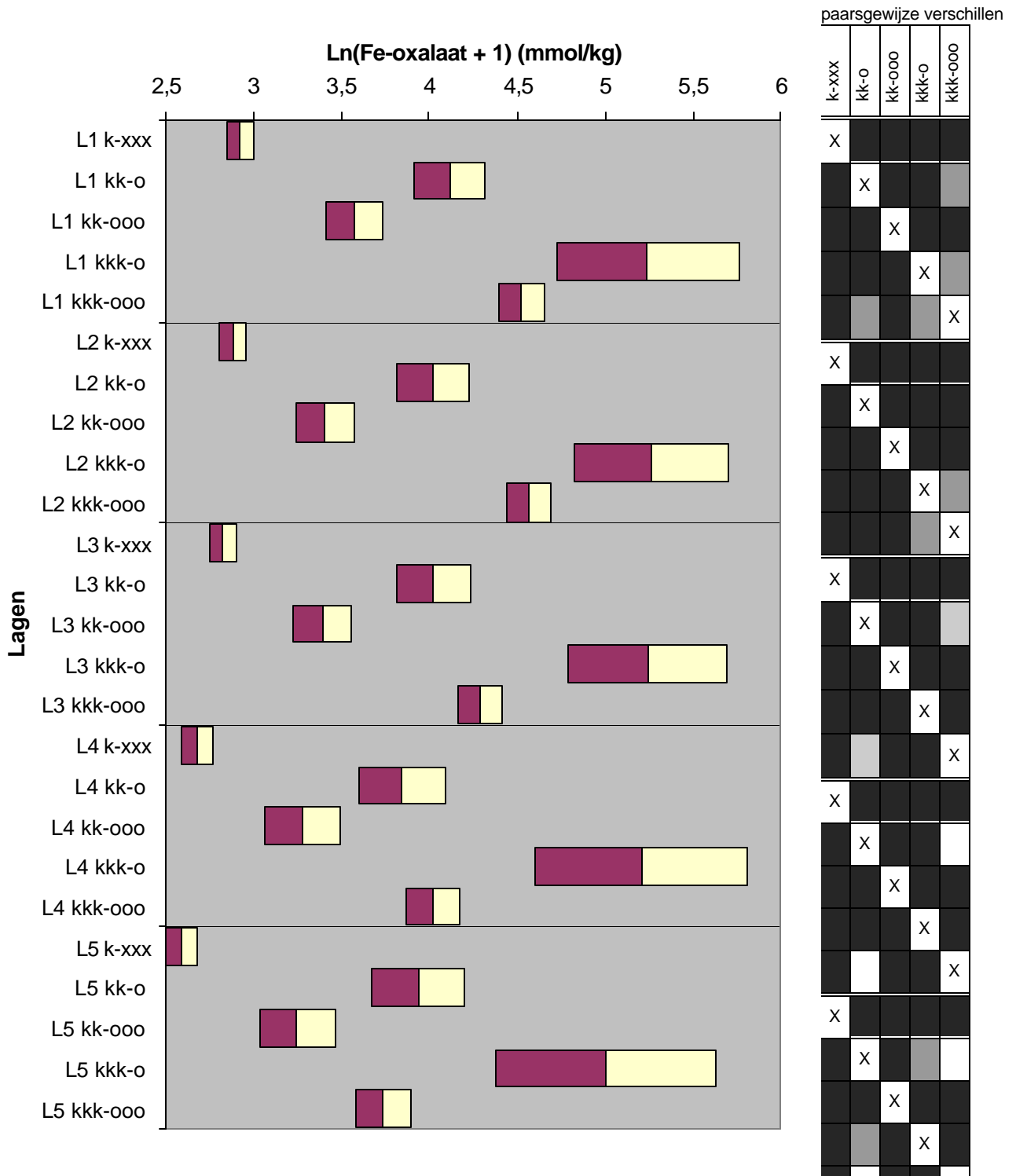
Tabel 8 Overschrijdingskans bij paarsgewijze verschillen.

grijs tint	P-waarde	Omschrijving
	$0,05 < P < 0,10$	aanwijzing voor een verschil
	$0,01 < P < 0,05$	significant
	$0,001 P < 0,01$	sterk significant
	$< 0,001$	zeer sterk significant

In figuur 11 zijn de (niet getransformeerde) gehalten Fe-oxalaat in de laag van 0 – 10 cm – mv. uitgezet per stratum, inclusief “k-xxx”, dat bestaat uit infiltratiegronden. In dat stratum komen vrijwel alleen gehalten voor kleiner dan 50 mmol/kg. Bij de strata met kwelgronden (grotere kans op basenrijkdom) komen hogere ijzergehalten vaker voor. Dit is ook afhankelijk van de kwelintensiteit (kans op basenrijkdom matig of groot) en de mate van ontijzeringsgevoeligheid. Ijzergehalten nemen toe van “k-xxx” (infiltratie; kans op basenrijkdom klein) via “kk-..” (kans op basenrijkdom matig) naar “kkk-..” (kans op basenrijkdom groot). Binnen deze groepen van strata is het ijzergehalte bij een grote kans op ontijzering (“..-ooo”) steeds kleiner dan bij een kleine kans op ontijzering (“..-o”). De hoogste gehalten Fe-oxalaat komen voor bij een grote kans op basenrijkdom en een kleine kans op ontijzering (“kkk-o”).



Figuur 11 Frequentieverdeling van Fe-oxalaat in de laag van 0 – 10 cm – mv., per stratum.



Figuur 12 Betrouwbaarheidsinterval van 95% voor log-getransformeerde Fe-oxalaatgehalten per laag en per stratum. De significantie van de paarsgewijze verschillen is rechts weergegeven (zie tabel 8).

Figuur 12 beschrijft het 95% betrouwbaarheidsinterval voor de log-getransformeerde Fe-oxalaatgehalten. Per laag zijn de strata vergeleken. In de meeste lagen verschillen alle strata significant van elkaar. Deze verschillen zijn bijna altijd zeer sterk significant. De verschillen lijken het grootst in laag 1, bovenin het profiel. De breedte

van het betrouwbaarheidsinterval is mede afhankelijk van het aantal waarnemingen. Daarom is het interval bij de infiltratiegronden, met de meeste waarnemingen (“k-xxx”) het kleinst, en bij een grote kans op basenrijkdom en een kleine kans op ontijzering (“kkk-o”), met weinig waarnemingen het grootst.

### **Conclusies**

Ten aanzien van verschillen tussen strata kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

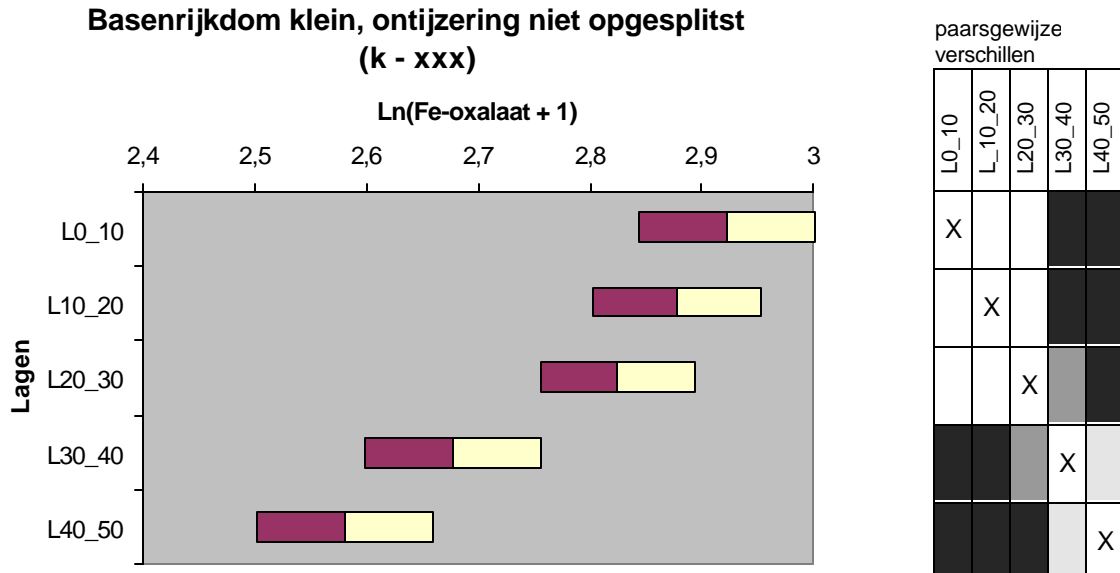
- Bij gronden met een grote kans op basenrijkdom en een kleine kans op ontijzering (“kkk-o”) zijn de ijzergehalten het grootst.
- Bij eenzelfde kans op basenrijkdom is het ijzergehalte bij een grote kans op ontijzering (“kkk-ooo” en “kk-ooo”) sterk tot zeer sterk significant lager dan bij een kleine kans op ontijzering (“kkk-o” en “kk-o”).
- Bij eenzelfde kans op ontijzering, is het ijzergehalte bij een matige kwel (matige kans op basenrijkdom; “kk-o” en “kk-ooo”), steeds zeer sterk significant kleiner dan bij een sterke kwel (grote kans op basenrijkdom; “kkk-o” en “kkk-ooo”).
- Bij infiltratiegronden (kans op basenrijkdom klein; “k-xxx”) is het ijzergehalte altijd zeer sterk significant lager dan bij alle andere strata.
- De topografische positie, die tot uiting komt in de kans op basenrijkdom (infiltratie versus kwel; “k-xxx” vs. “kk-..” en “kkk-..”) heeft een grotere invloed op het ijzergehalte dan kalkgehalte en CEC die de ontijzeringsgevoeligheid bepalen (zie 3.2).

Uit deze analyse kan niet zonder meer afgeleid worden dat het verschil in ijzergehalten tussen strata toe te schrijven is aan toegenomen infiltratie als gevolg van hydrologische veranderingen. Daarvoor moeten ijzerprofielen vergeleken worden van locaties binnen een stratum die onderling verschillen in de mate waarin de oorspronkelijke hydrologische positie is veranderd. Men mag niet concluderen dat lagere ijzergehalten bij een geringere basenrijkdom geheel toe te schrijven zijn aan ontijzeringsprocessen in de afgelopen halve eeuw. Deze gronden zullen in de uitgangssituatie, vóór een eventuele ontwatering ook reeds een lager ijzergehalte gehad hebben dan de gronden die altijd onder invloed van een sterke kwel gestaan hebben. Het is echter wel duidelijk dat het ijzergehalte sterk afhankelijk is van de hydrologische positie en dat afname van kwel zal leiden tot lagere ijzergehalten. Of dit uiteindelijk problemen geeft bij het opladen van de zuurbuffer bij herstel van de kwel zal ook afhankelijk zijn van het restijzergehalte. Dit betekent dat gronden met een matige kwel en een grote kans op ontijzering (stratum “kk-ooo”) het grootste risico lopen op irreversibele verzuring, terwijl de ijzerrijke gronden die voorkomen bij een grote kans op basenrijkdom (“kkk-..”), na herstel van de kwel beter zullen herstellen, waarbij de kans op ontijzering een ondergeschikte rol speelt.

### **5.3 Ijzerprofielen per stratum**

Het verloop van het ijzergehalte met de diepte hebben we onderzocht door per stratum een regressieanalyse met kwalitatieve variabelen uit te voeren met de lagen als verklarende variabele en log-getransformeerd Fe-oxalaat als responsvariabele. De

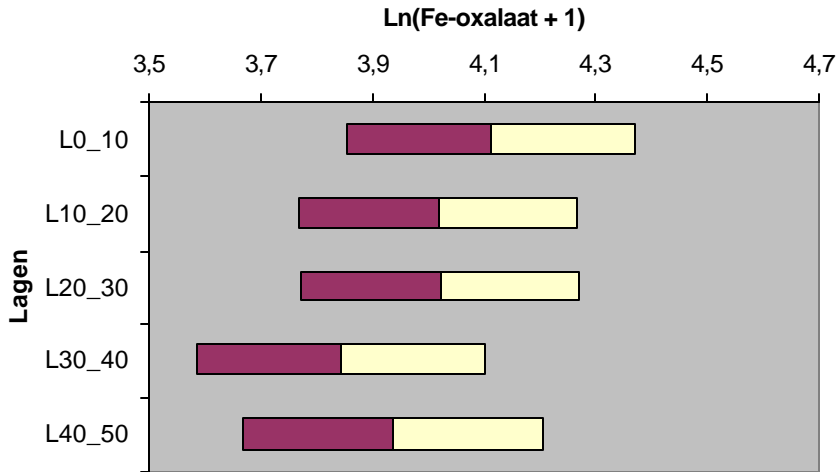
verschillen tussen de lagen zijn paarsgewijs getoetst (zie 5.1). De resultaten staan in figuur 13 t/m 15. De verwachting is, dat bij infiltratie de ijzergehalten bovenin het profiel lager zijn dan in diepere lagen, terwijl dit bij kwel juist andersom is. Wanneer een kwelprofiel overgaat in een infiltratieprofiel als gevolg van ontwatering, zal naar verwachting het ijzergehalte in de bovenste lagen weer afnemen.



*Figuur 13 IJzerprofiel bij infiltratiegronden.*

Bij infiltratiegronden (“k-xxx”) vinden we, voor Fe-oxalaat, een ijzerprofiel dat precies tegengesteld is aan de verwachtingen (zie figuur 13). De ijzergehalten in de lagen boven 30 cm – mv. zijn sterk- tot zeer sterk significant hoger dan in de lagen van 30 tot 50 cm – mv.

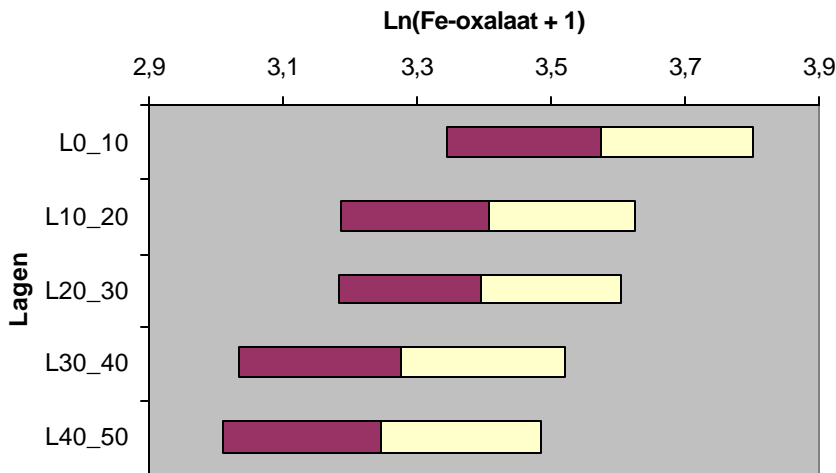
**Basenrijkdom matig, ontijzering klein (kk - o)**



paarsgewijze verschillen

L0_10	L_10_20	L20_30	L30_40	L40_50
X				
	X			
		X		
			X	
				X

**Basenrijkdom matig, ontijzering groot (kk - ooo)**



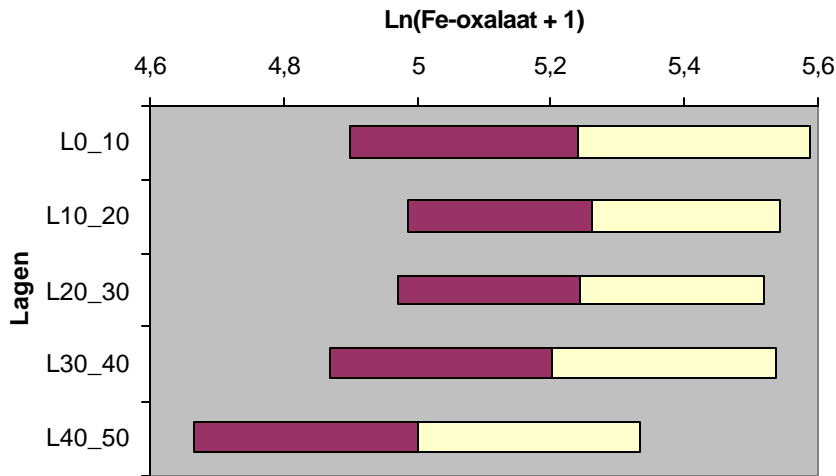
paarsgewijze verschillen

L0_10	L_10_20	L20_30	L30_40	L40_50
X				
	X			
		X		
			X	
				X

Figuur 14 IJzerprofiel bij matige kwel.

Bij een matige kwel (kans op basenrijkdom klein; “kk-..”) zijn gehalten Fe-oxalaat gelijkmatig verdeeld over de lagen (zie figuur 14). Alleen bij een grote kans op ontijzering (“kk-ooo”) lijkt sprake te zijn van een met de diepte afnemend gehalte Fe-oxalaat. De lagen van 0 – 10 en van 40 – 50 cm verschillen significant van elkaar.

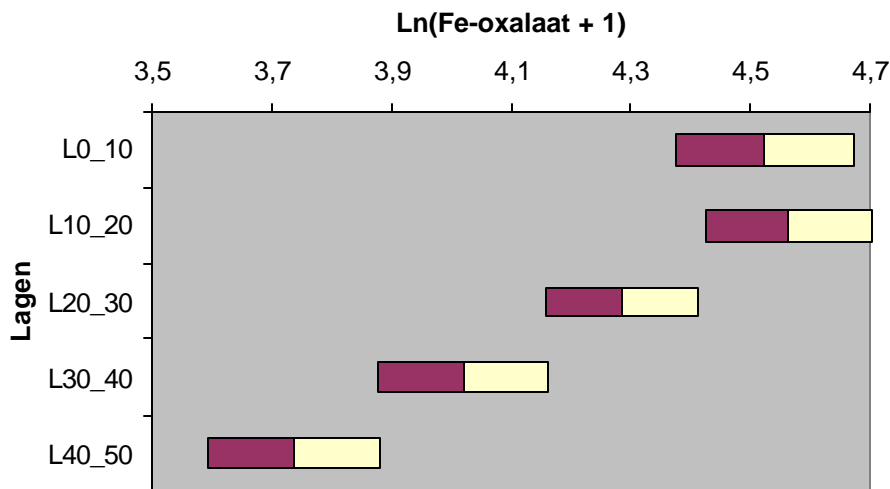
**Basenrijkdom groot, ontijzering klein (kkk - o)**



paarsgewijze verschillen

	L0_10	L_10_20	L20_30	L30_40	L40_50
L0_10	X				
L_10_20		X			
L20_30			X		
L30_40				X	
L40_50					X

**Basenrijkdom groot, ontijzering groot (kkk - ooo)**



paarsgewijze verschillen

	L0_10	L_10_20	L20_30	L30_40	L40_50
L0_10	X				
L_10_20		X			
L20_30			X		
L30_40				X	
L40_50					X

Figuur 15 IJzerprofiel bij kwel.

Bij gronden met een grotere kans op kwel (kans op basenrijkdom groot; “kkk-..”) zijn de ijzerprofielen sterk verschillend, afhankelijk van de kans op ontijzering (zie figuur 15). Bij een kleine kans op ontijzering (“kkk-o”) zijn de gemiddelde gehalten Fe-oxalaat in de lagen van 0 tot 40 cm – mv. wat hoger dan in de laag van 40 tot 50 cm – mv., maar deze verschillen zijn niet significant. Bij een grote kans op ontijzering (“kkk-ooo”) zijn de verschillen binnen het profiel veel groter. De lagen van 0 tot 20 cm onderscheiden zich significant tot zeer sterk significant van de andere lagen in het profiel, terwijl de diepere lagen ook onderling sterk tot zeer sterk significant van elkaar verschillen. Een dergelijk ijzerprofiel, waarbij de gehalten toenemen in de richting van het maaiveld is te verklaren uit aanvoer van ijzer met kwelwater. Hierbij slaat ijzer in de bovenste horizonten neer in de vorm van ijzerhydroxiden.

## Conclusies

Ten aanzien van verschillen in het gehalte Fe-oxalaat tussen lagen binnen strata kunnen de volgende conclusies getrokken worden.

- Er worden alleen significante verschillen gevonden tussen lagen bij infiltratieprofielen (“k-xx”) en bij kwelgronden waarvan de kans op ontijzering groot is (“kk-ooo” en “kkk-ooo”).
- Voor zover er significante verschillen gevonden worden, is het gehalte Fe-oxalaat bovenin het profiel het hoogst, en neemt af met de diepte.
- Hieruit kan niet afgeleid worden dat door uitspoeling het ijzergehalte bovenin het profiel is afgenomen.

## 5.4 Discussie

De resultaten van het voorgaande lijken tegenstrijdig. De verschillen tussen de strata geven aan dat vooral de kans op kwel (basenrijkdom) bepalend is voor de hoeveelheid Fe-oxalaat (zie 5.2). Hoe groter de kans op kwel, des te groter zijn de gehalten van deze ijzerfractie. Daarbij zijn de gehalten Fe-oxalaat steeds groter bij gronden met een kleine kans op ontijzering (grote CEC en/of kalkrijk), dan bij gronden met een grote kans op ontijzering. Vergelijking van de Fe-oxalaat gehalten tussen de lagen geeft echter nergens een infiltratieprofiel te zien. Bij een kleine kans op ontijzering verschillen de gehalten Fe-oxalaat nergens significant tussen de lagen. Bij infiltratiegronden en bij een grote kans op ontijzering nemen de gehalten juist toe in de richting van het maaiveld, terwijl een afname verwacht werd. Een verklaring voor deze tegenstrijdigheid kan gevonden worden door de ijzerfracties te bekijken die door verschillende extractiemethoden ontsloten worden (zie tabel 6).

Uit de variantieanalyse bleek dat de meest significante verschillen gevonden werden voor Fe-oxalaat. Hiervan zijn ook de meeste gegevens beschikbaar, en de ijzerfractie die hiermee ontsloten wordt (amorphe hydroxiden) lijkt het meest gevoelig voor uitspoeling. Daarom hebben we in deze studie voor deze bepaling gekozen om verschillen in ijzergehalten te beoordelen. Om inzicht te krijgen in andere ijzerfracties hebben we ook de gehalten Fe-HCl onderzocht. Deze extractie ontsluit amorfe en kristallijne ijzerverbindingen en er zijn, na Fe-oxalaat, de meeste gegevens van beschikbaar. Bij de variantieanalyse hebben we voor Fe-HCl in elke laag meer of minder significante verschillen gevonden tussen de strata (zie tabel 7). In tabel 9 hebben we de gemiddelde waarden per laag en per stratum samengevat voor Fe-HCl.

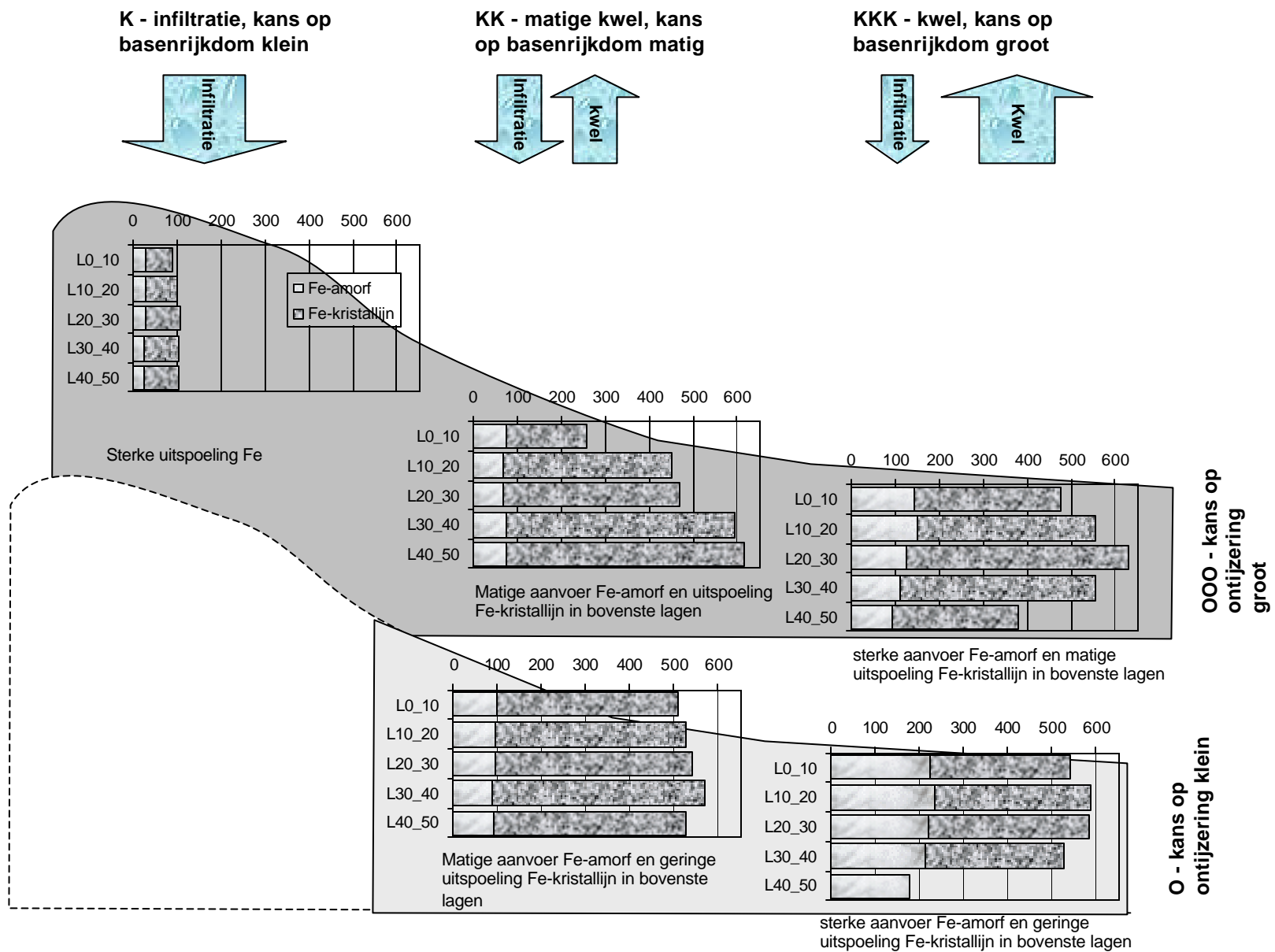
Tabel 9 Gemiddelde gehalten Fe-HCl per laag en per stratum (mmol/kg).

Laag (cm – mv.)	Strata				
	kkk-o	kkk-ooo	kk-o	kk-ooo	k-xx
0 – 10	542	476	511	260	91
10 – 20	589	552	527	450	99
20 – 30	580	631	542	468	107
30 – 40	523	554	570	593	104
40 – 50	geen gegevens	380	524	617	106

De verschillen tussen de strata lijken hier in dezelfde richting te wijzen als bij Fe-oxalaat. De waarden zijn wel groter vanwege de grotere fractie die ontsloten is. Voor de gronden met een grote kans op ontijzering (“kk-ooo” en “kkk-ooo”), zijn echter grote verschillen tussen de lagen zichtbaar. De ijzergehaltes nemen af in de richting van het maaiveld. Dit is veel meer in overeenstemming met de verwachting dat deze gronden bovenin ontijzerd zijn.

Uit deze gegevens kan de verdeling van ijzer over de fracties geschat worden. Omdat Fe-oxalaat de amorfe verbindingen ontsluit, en Fe-HCl zowel amorf- als kristallijn, kunnen we ervan uitgaan dat Fe-kristallijn gelijk is aan het verschil tussen Fe-HCl en Fe-oxalaat. Om een indruk te krijgen van deze verdeling hebben per laag en per stratum de gemiddelde gehalten van beide bepalingen van elkaar afgetrokken. In figuur 16 hebben we hiermee het verloop van Fe-amorf en Fe-kristallijn uitgezet tegen de diepte per stratum. Deze ijzerprofielen hebben we geplaatst in een eenvoudig landschapsmodel, om de onderlinge samenhang te illustreren.





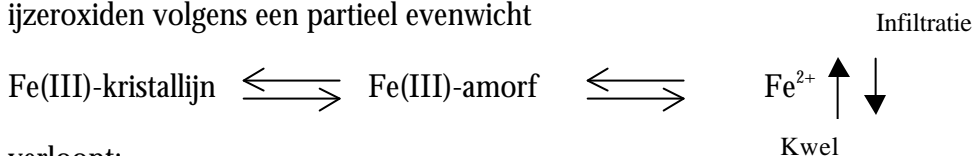
Figuur 16 Verloop van amorf- en kristallijne ijzerverbindingen met de diepte, per stratum (mmol/kg).

Uit figuur 16 blijkt dat ijzergehaltes bij infiltratie klein zijn, en weinig verlopen met de diepte. Het profiel is tot 50 cm – mv. sterk ontijzerd. Van 0 tot 20 cm – mv. zijn de gehalten van kristallijn ijzer iets lager dan dieper in het profiel. Deze lagen lijken iets verder uitgeloozd dan de diepere lagen. Bij kwelgronden met een grote kans op ontijzering (“kk-ooo” en “kkk-ooo”), komen duidelijk lagere ijzergehaltes voor boven in het profiel. Deze afname gaat vooral ten kostte van kristallijn ijzer. Bij een kleine kans op ontijzering (“kk-o” en “kkk-o”) is dat veel minder het geval. Hier zijn ijzergehaltes uit beide fracties min of meer gelijkmatig verdeeld over het profiel. Bij kwel (kans op basenrijkdom groot; “kkk-..”) komt een relatief groot deel van het ijzer voor als amorf ijzer. In deze vorm slaat het met kwelwater aangevoerde ijzer neer. Dit is vooral het geval in de bovenste lagen van het profiel. Bij matige kwel (kans op basenrijkdom matig; “kk-..”) zijn gehalten amorf ijzer geringer en onafhankelijk van de diepte.

Op basis van deze analyse trekken we de volgende conclusies:

- Gronden waar de kans op ontijzering groot is ingeschat (“..-ooo”; zie 3.2) lijken inderdaad het meest gevoelig te zijn voor ontijzering. Dit komt vooral tot uiting in een afname van kristallijn ijzer in de bovenste 20 à 30 cm.
- Gronden met een matige kwel en een grote kans op ontijzering (“kk-ooo”) lijken het meest gevoelig voor ontijzering.
- Bij deze gronden is de kans op herstel van de basenstatus bij hydrologische herstelmaatregelen het kleinst.
- Bij gronden met een kleine kans op ontijzering (“..-o”) zijn de ijzergehaltes in alle lagen ongeveer even hoog. Hier lijkt geen sprake te zijn van ontijzering. De vorm waarin ijzer voorkomt (amorf of kristallijn) verschilt wel, afhankelijk van de kans op kwel. Bij kwel (kans op basenrijkdom groot; “kkk-o”) komt relatief veel amorf ijzer voor.

Deze bevindingen leiden tot de volgende hypothesen waarbij de oplossing van ijzeroxiden volgens een partieel evenwicht



verloopt:

- Bij kwel slaat ijzer neer in de vorm van amorfe hydroxiden, die uiteindelijk overgaan in kristallijne vorm.
- Bij infiltratie lost amorf ijzer op en spoelt uit. Bij afname van amorf ijzer gaat ook kristallijn ijzer in oplossing en slaat mogelijk deels weer neer als amorf ijzer.

In paragraaf 3.2 hebben we naar aanleiding van de verschillen in Fe-oxalaatgehalte tussen de strata de kanttekening gemaakt dat dit ook in een ongestoorde hydrologische situatie het geval zal zijn. Uit figuur 16 blijkt dat de totale gehalten aan amorf en kristallijn ijzer samen voor alle kwelgronden gemiddeld op hetzelfde niveau (500-600 mmol/kg) liggen. Een uitzondering hierop vormen de ondiepere lagen bij een matige kans op basenrijkdom en grote kans op ontijzering (“kk-ooo”), en in mindere mate bij een grote kans op basenrijkdom (“kkk-ooo”). Dit lijkt een aanwijzing dat hier wel degelijk sprake is van ontijzering, omdat gronden bij een

zelfde kans op kwel, maar met een kleine kans op ontijzering wel een gelijkmatig ijzerprofiel hebben. Nader onderzoek waarbij locaties binnen strata vergeleken worden moet hier uitsluitsel over geven.



## 6 Synthese

### ***Vergelijking met detailonderzoek***

Aanzienlijk gedetailleerder empirisch onderzoek naar ontijzering werd uitgevoerd op standplaatsen in OBN-referentiegebieden. Het onderzoek vond gericht per horizont plaats. Daaruit zijn in een aantal gevallen aanwijzingen naar voren gekomen dat de bovenste bodemhorizonten van het humusprofiel binnen de eerste 10 cm onder maaiveld ontijzerd zijn geraakt (Kemmers et al., 2000; Kemmers en Van Delft, 2001; Kemmers et al., 2001). In deze terreinen lijkt herstel van de basenrijkdom en de daarbij behorende vegetatie uit te blijven. In tabel 10 zijn de gemiddelden gegeven van gemeten ijzergehalten in boven- en ondergrond van terreinen waar herstel succesvol is en niet succesvol is gebleken. Bovendien zijn gegevens opgenomen van enkele terreinen waar bevloeiing als herstelmaatregel ter bestrijding van verzuring is opgenomen.

Tabel 10 Gemiddelde totaalijzergehalten in OBN-natuurgebieden

	Fe-HNO <sub>3</sub> (mmol/kg)	
	Bovengrond	Ondergrond
Succesvol	307	320
Niet succesvol (ontijzerd)	103	131
Vloevelden		
Reestdal	77	53
Westbroek	10	6
Zijdebrug	530	440
Hengstpolder	573	575
Plateaux	56	56

De niet succesvolle projecten van tabel 10 vallen allen in de categorie matige tot sterke kwel. Er moet geconstateerd worden dat deze waarden aanzienlijk lager zijn dan die van de bovengronden in de strata “KK” en “KKK” volgens de steekproef. In de projecten waar herstel wel optreedt zijn gehalte hoger dan 300 mmol/kg. De gehalten in de klei(op veen) gebieden Hengstpolder en Zijdebrug komen in orde van grootte overeen met ijzergehalten van de kwelstrata die niet gevoelig zijn voor ontijzering. Interessant is dat de gehalten in de Plateaux, waar de monsters in podzolgronden zijn genomen vergelijkbare gehalten hebben als in het stratum “Infiltratie” (zie figuur 16). Ook in Westbroek waar sterke wegzijging voorkomt en in het Reestdal zijn lage tot zeer lage waarden aangetroffen.

Omdat bij de steekproef een veel grover onderscheid tussen horizonten is gemaakt, mag worden verwacht dat de daar gevonden verschillen nog enigszins zijn versluierd.

### ***Omvang ontijzering op landschapsschaal***

In figuur 7 uit hoofdstuk 2 werd als hypothese een landschapsmodel gepresenteerd op basis van gedetailleerde waarnemingen in een beperkt aantal gebieden. De landelijke steekproef voor ijzer lijkt deze hypothese te ondersteunen. Met name in het tussenliggende stratum ‘matige kwel’ geeft de landelijke steekproef aan dat het

ontijzeringsprobleem geen incidenteel probleem is. Juist voor deze zone van het landschap, waar sprake is van matige kwel, lijkt sterke ontijzering een serieus probleem te zijn. Het absolute areaal bos, heide en graslanden binnen de EHS waar dit probleem speelt bedraagt 54.522 ha. (zie tabel 3). Het percentage van het areaal matige en sterke kwelgebieden (427.582 ha) dat binnen de EHS door ontijzering wordt bedreigd, bedraagt daarmee 12,7 %. In gebieden met sterke kwel lijkt dit probleem voorlopig nog niet actueel.

In de bedreigde zone komen vooral de kwelgevoede zandgronden voor, die een relatief geringe zuurbuffering hebben. Hier dreigt een fundamenteel ecosysteemproces gaande (zie figuur 6) waarbij het ijzerredoxsysteem wordt vervangen door het aluminiumredoxsysteem voor zuurbuffering. Uiteindelijk leidt dit tot aanzienlijk zuurdere en voedselarmere omstandigheden dan op grond van de bodemkaart mag worden verwacht. Abiotische randvoorwaarden voor natuurontwikkeling zijn hier aan het veranderen. Of deze veranderingen reversibel zijn is nog niet duidelijk.

## Literatuur

Bolt, G.H. and M.G.M. Bruggenwert. 1978. *Soil Chemistry A. Basic elements*. Elseviers Scientific Publishing Company. Amsterdam.

Breemen, Nico van, Wim de Vries and, Pieter H.B. Visser, 1999. *Criteria and indicators of acceptable atmospheric deposition of sulfur and nitrogen on forest in western Europe*. SSSA Special Publication 53 "The contribution of soil science to the development of and implementation of criteria and indicators of sustainable forest management. 1999 USA. 99-111.

Bregt, A.K., J. Denneboom. IJ. van Randen en E. Rose, 1987. *Gebruikershandleiding Bodemkundig Informatiesysteem*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering, rapport 1945.

Delft, S.P.J. van. 1995. *Humus- en bodemprofielen in natte schraalgraslanden. Resultaten van een bodemkundig onderzoek in 13 referentiegebieden voor het onderzoek naar Effectgerichte Maatregelen tegen verzuring (EGM)*. SC-DLO, Rapport 309. Wageningen.

Delft, S.P.J. van, 1997. *Decomposition of organic matter in grassland ecosystems; effects of litter quality and earthworm activity*. Master thesis. Department of Soil Science and Geology. Wageningen Agricultural University. The Netherlands.

Delft, S.P.J. van, 2001. *Ecologische typering van bodems; Deel 2 Humusvormtypologie voor korte vegetaties*. Wageningen, Alterra rapport 268.

Delft, S.P.J. en R.H. Kemmers, 1998. *Regulatie van de basentoestand door effectgerichte maatregelen in natte schraalgraslanden en laagveenmoerassen; een voorstudie*. DLO-Staring Centrum. Rapport 619. Wageningen

Duijvenbooden, W. van en A. Breeuwsma (red), 1987. *Kwetsbaarheid van het grondwater. Kartering van kenmerken van de Nederlandse bodem in relatie tot de kwetsbaarheid van het grondwater voor verontreiniging*. Bilthoven, RIVM rapport 840387003.

Ek, R. van, F. Klijn, J. Runhaar, R. Stuurman, W. Tamis en J. Reckman, 1997. *Gewenste grondwatersituatie Noord Brabant. Deelrapport 1*. Leiden, CML / Lelystad RIZA. RIZA rapport 98.027.

Giessen & Geurts, 2001. *Toelichting bij de twee-fasenanalyse van strooiselmonsters uit het Reestdal en de Westbroekse Zodde*. Ulft, Giessen & Geurts Biologische projecten.

Jansen A.J.M., A.Barendrecht, B. Beltman, A.P. Grootjans, D. van der Hoek, R.H.Kemmers & G. van Wirdum (1997). *Natte schraallanden en het overlevingsplan bos en natuur; evaluatie van zes jaar monitoring en onderzoek in beekdalen, laagvenen en natte duinvalleien*. KOA 97.047. KIWA. Nieuwegein.

- Jansen, P.C., R.H. Kemmers en P. Mekking. 1994. *Ecohydrologische systeembeschrijving van het landgoed "De Wildenborch"*. SC-DLO, Rapport 304. Wageningen.
- Keizer M.G. en W.H. van Riemsdijk (1996). *ECOSAT, user manual*. Department of Soil Science and Plant Nutrition. Agricultural University. Wageningen
- Kemmers, R.H. en P.C. Jansen. 1980. *De invloed van chemische factoren in grondwater en bodem op enkele vegetatietypen in het CRM reservaat "Groot-Zandbrink"*. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1181. Wageningen.
- Kemmers, R.H. en S.P.J. van Delft, 2001. *Bodemkundige aspecten van de uitgangstoestand in het Reestdal en de Westbroekse Zodde bij bevloeiing als herstelmaatregel voor verzuurde beekdalgraslanden*. Alterra. Rapport 196. Wageningen.
- Kemmers, R.H., P.C. Jansen en S.P.J. van Delft, 2000. *De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen*. Alterra/EC-LNV. OBN-Rapport 8. Wageningen.
- Kemmers, R.H., P.C. Jansen en S.P.J. van Delft, 2001. *Waterbeheer en indirecte eutrofiëring; Effecten op het Weidekervelgrasland (Sanguisorbo-Silaetum) in de Hengstpolder nabij Sliedrecht*. Wageningen, Alterra., Rapport 413.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft en P.C. Jansen. 2001. *Productiviteit van korte vegetaties en beperkende factoren in relatie tot voedselrijkdom en vochttoestand van natuurterreinen; basisonderzoek voor ecologische nutriëntenmodellen*. Alterra. Rapport 257. Wageningen.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen. *Iron as a key factor in restoration ecology of rich fens in discharge areas*. Wetlands Ecology and Management.
- Oude Voshaar, J.H., 1994. *Statistiek voor onderzoekers; met voorbeelden uit de landbouw- en milieuwetenschappen*. Wageningen, Wageningen Pers.
- Stucki, J.W., B.A. Goodman and U. Schwertmann. 1988. *Iron in soils and clay minerals*. NATO ASI series. Series C: Mathematical and physical Sciences Vol. 217. reidel Publishing Company. Dordrecht.
- Visschers, R., 1993. *Upgrading van de Bodemkaart van Nederland door steekproeven in de kaartenheden van veldpodzolen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum rapport 186.
- Vries, F. de, 1999. *Karakterisering van Nederlandse gronden naar fysisch-chemische kenmerken*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 654.
- Vries, W. de. 1994. *Soil response to acid deposition at different regional scales*. PhD thesis. Wageningen.
- Wamelink, W. en H. Runhaar. 2001. *Abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen*. Alterra. Rapport 181. Wageningen.



Zeeman, W.P.C., 1986. Application in land, nature and water management: the Reitma, a case study. In: Hooghart. J.C. (ed.) Water management in relation to nature, forestry and landscape management. CHO-TNO. Proceedings and Information No. 34. Den Haag. pp 117-127.



**Bijlage 1 Kans op basenrijkdom en ontijzing binnen de EHS  
(verspreiding over heel Nederland)**



## **Bijlage 2 Kans op basenrijkdom en ontijzing binnen de EHS (een holoceengebied in Friesland)**

